

Förutsättning för prediktion av NPK+, Blå målklass och vattenkemi utifrån GIS-analys?

Prerequisite for prediction of BIS+, Blue target and water chemistry through GIS-analysis?



Foto: Daniel Regemar

Daniel Regemar



Examensarbeten

2014:18

Fakulteten för skogsvetenskap
Institutionen för skogens ekologi och skötsel

Förutsättning för prediktion av NPK+, Blå målklass och vattenkemi utifrån GIS-analys?

Prerequisite for prediction of BIS+, Blue target and water chemistry through GIS-analysis?

Daniel Regemar

Nyckelord / Keywords:

Skogliga vattendrag, vattenförekomst, vattenförvaltning, vattenhänsyn, vattenplanering, naturvärdesbedömning, skogsbruksplanering, naturvärde, påverkan, känslighet, plusvärde /
Forest streams, watercourse, water management, consideration, water planning, natural value assessment, forestry planning, biodiversity, human impact, sensitivity, added values

ISSN 1654-1898

Umeå 2014

Sveriges Lantbruksuniversitet / *Swedish University of Agricultural Sciences*

Fakulteten för skogsvetenskap / *Faculty of Forest Sciences*

Jägmästarprogrammet / *Master of Science in Forestry*

Examensarbete i markvetenskap / *Master degree thesis in Soil Science*

EX0178, 30 hp, avancerad nivå A2E/ *advanced level A2E*

Handledare / *Supervisor*: Hjalmar Laudon, Anneli Ågren

SLU, Inst för skogens ekologi och skötsel

Extern handledare / *External supervisor*: Christel Guillet, Samhällsbyggnad, Nyköpings kommun

Examinator / *Examiner*: Tord Magnusson

SLU, Inst för skogens ekologi och skötsel / *SLU, Dept of Forest Ecology and Management*

I denna rapport redovisas ett examensarbete utfört vid Institutionen för skogens ekologi och skötsel, Skogsvetenskapliga fakulteten, SLU. Arbetet har handledts och granskats av handledaren, och godkänts av examinator. För rapportens slutliga innehåll är dock författaren ensam ansvarig.

This report presents an MSc/BSc thesis at the Department of Forest Ecology and Management, Faculty of Forest Sciences, SLU. The work has been supervised and reviewed by the supervisor, and been approved by the examiner. However, the author is the sole responsible for the content.

SAMMANFATTNING

Sedan vattendirektivet antogs av Europaparlamentet i början av 2000-talet har det blivit allt större fokus på vattenhänsynen i samhället. Även inom skogsbruket eftersom ca 56000 mil vattendrag rinner genom svensk skogsmark. Detta kräver stor hänsyn och god planering. När skogsvårdsåtgärder sker i närheten av vattendrag ska normalt en skyddszon lämnas kring vattendraget. Dels hindras maskinerna från att köra för nära vattendraget och dels ger skyddszonen vattendraget skugga. Vid bristfällig planeringen av skogsvårdsåtgärderna sker gallring eller avverkning alldeles för nära vattendraget. Skogsmaskinerna kör över vattendraget och skadar det. Då buskar och träd avverkas i kantzonen längs vattendraget finns det risk för att marken börjar erodera. Slam, partiklar samt näringsämnen frigörs och dessa följer med vattendraget nedströms. Lekområden för fisk kan förstöras och insekter känsliga för grumliga vatten slås ut. För att förhindra att vattendrag skadas vid skogsvårdsåtgärder krävs det bättre metoder för planering. I detta arbete har en naturvärdesbedömning enligt NPK+ och Blå målklassning genomförts på ett antal vattendrag. En statistisk analys har utförts för att utvärdera om det utifrån GIS-analys går att prediktera naturvärdesbedömningen och vattenkemin i ett vattendrag. Ingående data som har använts i analysen är: jordarts- och berggrundskartan; terräng- och fastighetskartan samt nya nationella höjdmodellen. Resultatet av denna studie visade att NPK+ och Blå målklass hade ett samband med: terrängens topografi; jordarterna och berggrunden samt markklassning enligt terräng- och fastighetskartan. Vidare visade studien att vattenkemin hade ett samband med: jordarterna och berggrunden samt markklassning enligt terräng- och fastighetskartan. Även NPK+ och Blå målklass hade ett samband med vattenkemin. Det bör därför vara möjligt att med detta resultat som underlag skapa en modell av NPK+, Blå målklass och vattenkemin. Och genom den modellen få en uppfattning om vilken status det aktuella vattendraget har och vilket skyddsåtgärder som behövs.

Nyckelord: Skogliga vattendrag, vattenförekomst, vattenförvaltning, vattenhänsyn, vattenplanering, naturvärdesbedömning, skogsbruksplanering, naturvärde, påverkan, känslighet, plusvärde.

ABSTRACT

Since the Water Framework Directive was adopted by the European parliament in the early 2000, an increasing focus has been put on water conservation during forestry practice. In the Swedish woodland there's about 560000 km of streams which requires consideration and planning. When forestry occurs near streams, a buffer zone around the stream should be left intact. This prevents the machines from driving too close to the stream and also provides shadow to the stream. With deficient planning of forest management, thinning or felling may take place in the immediate vicinity of the forest stream. The machines may even run over the stream, disturbing the soils and increase the leaching of unwanted substances (particles, nutrients, heavy metals) into the downstream environments. Spawning areas for fish can be destroyed and insects which are sensitive to turbid water can be lost from the stream. To prevent streams from being damaged by silviculture, time consuming planning is required. In order to make planning of streams more effective BIS+ and Blue target has been developed. In brief, BIS+ consist of a simple checklist assessing a stream section's biodiversity (B), human impact (I), sensitivity for forestry (S) and added values (+). The Blue targets help forest owners to optimize environmental consideration to forest stream sector's and also show actions needed to develop or maintain ecological values in the stream. The four different targets are VG (stream requiring general consideration), VF (stream requiring strengthened consideration), VS (stream requiring specific actions) and VO (streams to be left untouched), which could be used as a base for water management in forestry. In this study, a natural value assessment according to BIS+ and Blue target has been performed on a number of streams. A statistical analysis was then conducted to test if it was possible to predict BIS+ and Blue targets as well as stream water chemistry using data derived from GIS-analysis of catchment variables. Input data used in the GIS analysis were: soil and bedrock map; terrain and property map and also the new national elevation model. The results of this study showed that BIS+ and Blue targets had a correlation with: topography; soil and bedrock map and soil classification according to terrain and property map. Furthermore, the study showed that water chemistry also had a correlation with: soil and bedrock map; soil classification according to topography and property map. Also, BIS+ and Blue targets had a correlation with the water chemistry. It would therefore be possible, with this result as a basis, to create a model of BIS+ and Blue targets and water chemistry to assess the status of the stream reach and what protection it needs.

Keywords: Forest streams, watercourse, water management, consideration, water planning, natural value assessment, forestry planning, biodiversity, human impact, sensitivity, added values.

INNEHÅLL

1	Inledning	3
1.1	Vattenhänsyn vid skoglig planering	3
1.2	Konsekvenser av bristande vattenhänsyn	4
1.3	Bättre planering av vattenhänsyn	6
1.4	NPK+ och Blå målklassning.....	7
1.5	Syfte.....	8
1.5.1	Hypoteser	8
1.5.2	Bakgrund	9
2	Material och Metod.....	10
2.1	Hitta och definiera vattendrag	10
2.1.1	Inventering och naturvärdesbedömning av vattendragen.....	11
2.2	Metod för datainsamling.....	11
2.2.1	Skapandet av provtytor utmed vattendragen	11
2.2.2	Associerande av indata med provtytor	12
2.2.3	Associerande av indata med avrinningsområdena	13
2.3	Förenkling av NPK+ vid analys	14
2.4	Statistisk analys	15
2.4.1	Statistiska nollhypoteser.....	15
3	Resultat	16
3.1	Inventeringsresultat	16
3.2	Vattendragens vattenkemi	17
3.3	Statistiska analysresultat.....	20
3.3.1	Statistisk analys av områdena lokalt runt vattendragen	20
3.3.2	Statistisk analys av vattendragens avrinningsområden	21
4	Diskussion.....	24
4.1	Kan NPK+/Blå målklass predikteras utifrån GIS-analys?	24
4.2	Kan vattenkemin predikteras utifrån GIS-analys?.....	26
4.3	Finns det samband mellan vattenkemin och NPK+/Blå målklass?	28
4.4	Metod för datainsamling.....	29
4.5	Ingångsdata.....	29
4.6	Slutsats och rekommendationer.....	30
5	Tillkännagivande.....	31
6	Referenser	32

Bilagor.....	I
Bilaga 1.....	I
Bilaga 2.....	II
Bilaga 3.....	III
Bilaga 4.....	IV
Bilaga 5.....	V

1 INLEDNING

När vattendirektivet (Europaparlamentets och Rådets direktiv 2000/60/EG, 2000) antogs av Europaparlamentet år 2000 skapades ett ramverk för hur vattenresurserna inom EU ska förvaltas. Med direktivets ikraftträdande förband sig medlemsstaterna att kartlägga de större avrinningsområdena inom varje stats territorium. Varje medlemsstat skulle även se till att alla ytvattenförekomster har en god ytvattenstatus senast år 2015. Det betyder att både dess kemiska och ekologiska status ska vara god.

Av de 16 nationella miljömål som Sverige antagit har hälften direkt anknytning till skog och skogsvatten (Ring et al., 2006). Det betyder att även skogsbruket i allra högsta grad berörs av direktivet. Sverige är ett rikt land vad gäller rinnande vatten. Det finns mer än 56000 mil rinnande vatten varav de allra flesta rinner i skogslandskapet (Henrikson & Alexandersson, 2007). Det finns många hänsynstaganden som bör göras i samband med skogsvårdsåtgärder. Kostnaden för att planera vattenhänsynen i samband med traditionell skogsbruksplanering kan bli högre i och med implementeringen av vattendirektivet (Ingmarsson, 2012). Detta ska vägas mot att risken för körskador och en stor kostnad för restaurering kan minska samt att skogsbruksplanernas kvalitet blir högre.

1.1 Vattenhänsyn vid skoglig planering

I Sverige är det flera myndigheter (Ekelund & Gipperth, 2010), däribland Skogsstyrelsen, som ska samverka för att kunna uppfylla vattendirektivet. Vatten och vattendrag är en länsöverskridande och tvärsektoriell fråga. För att skydda och ta hänsyn till vattendrag i skogsmark måste dessa också definieras. Det har Skogsstyrelsen gjort i skogsvårdslagen. Ett vattendrag i skogsvårdslagen definieras som ”med vattendrag avses vattendrag som är vattenförande året runt” (Skogsstyrelsen, 2013, s. 66). Vidare står det i skogsvårdslagen att skyddszoner kan behöva upprättas i hänsynskrävande biotoper, exempelvis vid vattendrag. Här kan svårigheter med tolkning uppstå: Skogsstyrelsen uppmanar till att skapa skyddszoner kring känsliga biotoper som vattendrag – vilka de har definierat ska ha en vattenföring året runt. Detta kan vara svårt att uppskatta i fält, kanske svårast under vinterhalvåret, vilket också studier visat (Nilsson, 2008; Pålsson, 2010). Om bristande hänsynstagande sker kan det uppstå skador kring vattendraget och vattenmiljön. En förklaring till att det uppstår körskador är att många avverkningar genomförs under vinterhalvåret då snö täcker marken. Om avverkningsplaneringen istället genomfördes under barmarkssäsongen och större hänsyn togs till fuktiga och erosionskänsliga områden vid vattendrag. Så skulle många körskador motverkas (Nilsson, 2008).

I en intervjustudie (Pålsson, 2010) av planläggare inom skogsbruket framkom att respondenterna inte tycker att vattenhänsynen kan beskrivas på ett bra sätt med den nuvarande planläggningsmetoden. Vattendirektivet har med andra ord inte blivit implementerat på ett sätt att det kan bli användbart. I Pålssons (2010) undersökning framkom också att många har skilda uppfattningar om vad som är ett vattendrag och vilken särskild hänsyn som ska tas. Vattendragen vilka ses som diken bortprioriteras helt och ingen hänsyn visas till dessa. När

planläggaren, eller den som är ansvarig för skogsvårdsåtgärden, upptäcker ett vattendrag i skogsmarken bör bra hänsyn tas (Tabell 1).

Tabell 1. Bra hänsyn till vatten enligt Skogsstyrelsen (2014).

Bra hänsyn till vatten är bland annat att:

- undvika skador på marken nära vattenmiljöer
 - lämna en skyddszon med träd och buskar
 - minska slamtransport vid dikningsåtgärder
 - bygga överfarter så att vattenlevande djur kan ta sig fram
 - lämna en markberedningsfri zon nära vattenmiljöer
-

Det är viktigt att bra hänsyn visas kring vattendrag. Kantzonen och skogsbäcken tillsammans bildar ett ekosystem och kantzonen är ofta artrik (Henrikson & Alexandersson, 2007). Variation i kvalitet kan vara stor med avseende på hänsynstagandets kring vattendrag. Något som förespråkas av vissa (Lindegren, 2006) är att fasta instruktioner bör införas om att alltid lämna en 20-30 meter bred skyddszon. Detta skulle hjälpa skogsbruket uppnå bättre hänsyn. De värden som finns knutna till vattendrag och strandskogar behöver ha en fortsatt kontinuitet av skog för att dessa värden ska kunna bevaras (Nilsson, 2008). Eftersom hänsynen kan vara bristfällig i många fall krävs det att sådana biotoper skyddas. Om däremot hänsynen fungerade bättre skulle skogsbruket kunna fortsätta utan att skogen behöver skyddas. Om en skyddszon lämnas kring vattendraget minskar också risken för körsador och erosion (Bodegård, 2005).

1.2 Konsekvenser av bristande vattenhänsyn

Eftersom ett vattendrag kan vara svårt att definiera (Skogsstyrelsen, 2013) och upptäcka under planeringen av en skogsvårdsåtgärd finns det en del skador som kan uppstå. Om bristande hänsynen är avsiktligt eller inte kan vara svårt att svara på (Nilsson, 2008; Pålsson, 2010). När till exempel skyddszonens träd och buskskikt röjs bort, skadas eller avverkas, kommer även växternas rötter på sikt att dö. Rötterna har en stabiliserande effekt i kantzonen och när de försvinner kan det leda till erosion (Ohlsson et al., 1994/2009). Utöver den stabiliserande effekten minskar även rötterna flödes hastigheten i vattendragen. Om skogsbruket följer Skogsstyrelsens rekommendationer om att endast avsätta en skyddszon kring vattendrag som är vattenförande året om blir biotoper som är knutna till s.k. temporära vatten drabbade. Ett temporärt vatten kan vara småvatten i skogen eller små bäckar som torkar ut under sommaren. De arter som är knutna till temporära vatten i skogen påverkas negativt av skogsbruket och stora maskiner kan ödelägga hela habitat. I Sverige finns det ett 20-tal rödlistade arter som har temporära vatten som habitat (Bjelke, 2008).

Att skogsbruket har viss svårighet med skogsvården i hänsynskrävande biotoper såsom vattendrag framgår i ett flertal undersökningar. I en studie (Olsson, 2009) av avverkningar i Stockholms- och Västernorrlandsdistrikt visade mer än hälften av fallen körsador där

avverkning skett intill vattendragen. Det lämnades en skyddszon som var lika med eller mindre än 2 meter bred. I en liknande undersökning (Hultnäs, 2006) i Värmland kunde det visas att när avverkning skett i kantzonen var det i nästan 40 % av fallen som kantzonen helt avverkats på ena sidan av vattendraget. Resultatet visade även att i mer än 60 % av fallen hade avverkning skett på båda sidorna av vattendraget. Detta tyder på enligt studien främst på okunskap om hur vattenhänsyn bör se ut. Däremot har avverkningar i sig inte så stor påverkan på vattenkemin i skogsbäcken (Löfgren & Westling, 2002) om avverkningsareal är mindre än 10 % av avrinningsområdets storlek. Den påverkar då inte mer än den årliga variationen inom avrinningsområdet. Vid oförsiktig körning och med dåligt hänsynstagande i kantzonen bidrar skogsbruket med sina maskiner till skador på marken samt ökad försurning av vattendragen (Henrikson & Alexandersson, 2007).

Med ökad kunskap om skogsbrukets påverkan på vattenmiljön kan bättre hänsyn tas till vatten i den operativa planeringen (Ring et al., 2006). På liknande sätt kan den vardagliga hänsynen vid avverkning öka chansen för att arter ska överleva i ett modernt skogslandskap (Widenfalk et al., 2006). Det främsta som bör göras är att avsätta en funktionell skyddszon kring vattendragen. Denna kan hindra sediment och närsalter från att komma till vattendraget eftersom det kan få stora konsekvenser (Degerman et al., 2005). När markskador vid vattendraget uppstår leder det till en hög tillförsel av finpartikulärt material som kan minska antalet växt- och djurarter i vattendraget. Om det blir en allt för hög tillförsel av material kan det påverka och ge ökad grumlighet vilket leder till att ljusgenomsläppligheten minskar. En annan effekt av ökad mängd finpartikulärt material är att sedimentationen ökar vilket kan leda till sänkta syrehalter i bottensedimentet. Därmed kan syrebrist uppstå och skada känsliga vattenlevande organismerna. Det är även viktigt att påtala att en naturlig mängd finmaterial är viktigt för livet i vattendraget och fungerar som föda samt näring för många heterotrofa vattenlevande organismer (Österling, 2011).

I Värmland gjordes en inventeringen av 545 mil små vattendrag (Bergkvist, 2002). Dessa analyserades och det konstaterades stor påverkan i kantzonen kring vattendragen. I hälften av fallen fanns det spår efter skogsvårdsåtgärder, t.ex. bland annat röjning, gallring eller vedtäkt i kantzonen intill vattendraget. Det är inte bara vattendrag som utpekas som känsliga områden för skogsbruk. Även källmiljöer nämns i undersökningar där särskild hänsyn borde tas (Bjelke et al., 2010). De största hoten från skogsbrukets sida mot rödlistade arter som är knutna till källmiljöer är terrängkörning, vägbyggnation, dikning och dikesrensning samt kalhuggning.

På ett liknande sätt kan konsekvenser uppstå om skyddsdikeyningsåtgärder utförs på ett för området oförsiktigt sätt (Sjö & Tähtikivi, 2006). Skogsdiken som går tvärs emot slutningen kan påverka en stor del av grundvattenflödet nedanför diket. Detta kan resultera i att grundvattennivån blir mycket låg i ett större område än som var tänkt att påverkas från början. Här krävs också noggrannare planering och förståelse för hur vattnet rör sig i terrängen. Skogsstyrelsen förordar i sina rekommendationer om generell hänsyn, att man planerar och genomför fältarbetet av skogsvårdsåtgärderna under barmarkssäsongen. Dessvärre är det endast en liten del av planeringen som följer Skogsstyrelsens rekommendationer (Bjelke, 2008). Risken för markskador kommer bli allt mer påtaglig när uttaget av skogsbränslen ökar (Nilsson, 2008). Detta såvida inte kvaliteten på planeringen blir bättre. När skador har uppstått och konsekvenserna från dessa blivit så allvarliga att restaureringsåtgärder blir nödvändiga är dessa ofta komplicerade och tidsödande (Naturvårdsverket, 2003a). Dessa kräver planering, samråd och utöver det en prövning rent juridiskt samt projektering av själva den återskapande åtgärden.

Med god planering av vattenhänsynen kan den ekologiska statusen behållas och höjas samt att ungefär 200 rödlistade arter i dessa biotoper får ökad chans att överleva (Bleckert et al., 2011). Skogsbrukets vattenvårdande insatser borde snarare handla om ekologiskt ansvarstagande än kortsiktig ekonomisk vinst (Nordin, 2012).

1.3 Bättre planering av vattenhänsyn

Bristande hänsyn vid skogsvårdsåtgärder i närheten av känsliga områden som vattendrag och vattenmiljöer är som tidigare nämnt allvarligt. Det kan få stora konsekvenser för florán och faunan i dessa områden och även nedströms vattendragen. Många arter skulle räddas om större hänsyn togs vid skogsvårdsåtgärder i närheten av vattendragen. En av de mest kända och hotade arterna är flodpärlmusslan. Med hjälp av ökad kunskap om skogliga vattendrag skulle den få ökad chans att överleva (Degerman et al., 2009). En ökad mängd finpartikulärt material som uppstår till följd av körskador följer med vattendraget nedströms. Partiklarna grumlar vattnet och ökar sedimentationen vilket förstör levnadsmiljön för flodpärlmusslan.

Naturvårdsverket (2003a) framhåller att skydd av vattenmiljöer måste prioriteras mer i bevarandet av värdefulla naturmiljöer. Det kan vara svårt att annars uppnå ett sådant mål som beskrivs i vattendirektivet. Tyvärr är bristen stor på ett samlat underlag kring naturvärden vid vattendrag att även planeringsarbetet blir svårt. I Olssons (2009) intervjustudie så är det 60 % av respondenterna som svarar att körskador kring vattendragen kan motverkas genom bättre planering. Bristande naturhänsyn på grund av dålig planering borde kunna leda till tvingande restaureringsåtgärder eller ekonomisk ersättning (Olsson, 2009). En dålig avverkning är svår att göra något åt i efterhand. Många gånger hade det kunnat åtgärdas genom barmarksplanering. Det finns många typer av växter vilka kan användas som indikatorarter för höga naturvärden (Dahlberg, 2011). Kärleväxterna är lättast att finna under barmarkssäsongen samt att dessa områden då går att avgränsa. Detta tillsammans med Skogsstyrelsens rekommendationer om barmarksplanering, tyder på att barmarksplanering är mest lämplig. Vattendragen är lättare att finna och definiera under barmarkssäsongen. När planeringen är bristfällig och konsekvenserna lett till skador leder det till dyra restaureringsåtgärder. Med bättre kvalitet och noggrannhet vid planering skulle det leda till att mer pengar och tid finns över till naturvård i förebyggande syfte.

Gamla skogsdiken som inte medför en ökning av produktionen kan läggas igen. Detta är ett kostnadseffektivt sätt att skapa och återskapa höga naturvärden (Gunnarsson, 2009; Henrikson & Petersson, 2006). Med fördel kan det utföras i områden med låg bonitet då våtmarker kan återskapas utan att produktionsbortfallet blir särskilt stort. Ett annat sätt är att låta naturen själv sköta de naturvärdeshöjande åtgärderna. Bävren kan utnyttjas till att återskapa kontinuerliga flöden i mindre vattendrag (Törnblom & Henrikson, 2011). Med långsiktig planering och utnyttjande av bävern som resurs kan den speciella biotop som bäverhyddorna skapar gynna den biologiska mångfalden. Och höja områdets naturvärden.

När vattenhänsynen planeras måste man utgå från avrinningsområdena och inte de administrativa gränser som bestånds- eller fastighetsgränser (Ring et al., 2006). Man måste tänka större än på beståndsnivå. Det krävs därför ett annat sätt att se på vatten i skogsmark än ett hinder för de skogsvårdsåtgärder som ska utföras. Istället bör man se vatten som en resurs. En resurs som kan höja värdena i skogen samtidigt som skogen också brukas.

1.4 NPK+ och Blå målklassning

NPK+ och Blå målklassning är ett verktyg för skoglig vattenplanering som beskrivs detaljerat i handledningen ”NPK+ och Blå målklassning – enkla verktyg för skoglig vattenplanering” av Bleckert et al. (2011) och i boken ”Skogens vatten” (Bleckert et al., 2010). Verktöget är skapat genom ett samarbete mellan Världsnaturfonden WWF, skogsägarföreningar och flera företag inom den svenska skogssektorn. Verktöget består av två delar. NPK+ är en naturvärdesbedömning av vattendraget och dels den Blå målklassningen. Den Blå målklassningen ska visa ambitionsnivån man har med skötseln och skyddet av vattendraget. Ambitionen bestäms utifrån naturvärdesbedömningen och den generella bedömningen av vattendragets förutsättningar. Blå målklass har man försökt skapa på liknande sätt som målklasserna för skogsbruket (Tabell 2).

Naturvärdesbedömningen utförs genom en inventering av vattendraget i fält med stöd av ett protokoll i vilket man noterar de olika kriterierna. Det som bedöms vid inventeringen är naturvärde, påverkan, känslighet och plusvärdet med andra ord NPK+. Naturvärdet ska ge en uppfattning om vattendraget har förutsättning till att ha en stor biologisk mångfald. Det görs genom en bedömning av variationen i vattendraget. Större variation ger ett högre naturvärdespoäng. Påverkan inventeras genom att en bedömning görs av hur stor påverkan vattendraget har av människan och människans aktiviteter. Ju mindre påverkat vattendraget är, ju högre påverkanspoäng får vattendraget. Känslighet bedöms genom att uppskatta risken i och med skogsbruk. Detta med avseende på hur terrängen och terrängens egenskaper är i närheten av vattendraget. Ju högre risk vid skogsvårdsåtgärder kring vattendraget desto högre känslighetspoäng blir vattendrag tilldelat. Till dessa tre grundbedömningar tillkommer något som kallas plusvärde. Plusvärdet ger vattendraget möjlighet att få extra poäng. Om vattendraget ligger i ett rekreationsområde eller om intressanta arter, som bäver och utter, finns inom området erhålls en plusvärdespoäng. Mer detaljerat om de olika kriterierna för NPK+ samt inventeringsprotokoll finns i Bilaga 5. Vidare beskriver Bleckert et al. (2011) i samma handledning även hur inventeraren ska tänka vid bedömning av den Blå målklassning för vattendragen.

Tabell 2. Visar jämförelsen mellan Blå målklassning och skogsbrukets fyra olika målklasser för skogsbestånd (Bleckert et al. 2011 s. 12). På likande sätt som för målklassningen för skogsbestånd så ska Blå målklassning visa ambitionsnivån för den nuvarande och framtida skötseln av vattendraget.

Blå målklasser för vattenmiljöer	Målklasser för skogsbestånd som jämförelse
Ambitionen för vattenhänsyn i olika vattenmiljöer tydliggörs med hjälp av fyra Blå målklasser:	Naturvårdsambitionen för olika skogsbestånd tydliggörs i dagens skogsbruksplaner med hjälp av fyra målklasser:
VG - Vattenmiljö med <i>generell</i> vattenhänsyn	PG - Produktion med <i>generell</i> naturhänsyn
VF - Vattenmiljö med <i>förstärkt</i> vattenhänsyn	PF/K - Produktion med <i>förstärkt</i> naturhänsyn
VS - Vattenmiljö med <i>särskilda</i> åtgärder	NS - Naturvård med skötselåtgärder
VO - Vattenmiljö som lämnas <i>orörd</i>	NO - Naturvård där beståndet lämnas <i>orört</i>
Den Blå målklassen anges på skogsbruksplanens kartor. I beskrivningen av vattenhänsynen anges dessutom vilka åtgärder som ska göras, speciellt för VS och VO.	Målklassen anges på skogsbruksplanens kartor. I beskrivningen av de olika skogsbestånden anges dessutom vilka åtgärder som ska göras, speciellt för PF/K och NS.

1.5 Syfte

Denna studie syftar till att undersöka om det finns förutsättningar att utifrån fjärranalys och modellering i GIS prediktera naturvärdesbedömningen NPK+ och skötselanvisningen Blå målklass. Detta ska utföras genom att en korrelationsanalys mellan jordarten och terrängens topografi mot komponenterna i NPK+ och bedömningen av Blå målklassning. Jordarten, berggrunden, fastighets- och terrängkartan inom avrinningsområdet kommer att jämföras med vattenkemin, NPK+ samt Blå målklassning.

1.5.1 Hypoteser

Följande hypoteser finns angående sambanden mellan de ingående komponenterna. Det finns fyra hypoteser om huruvida området lokalt runt vattendraget har ett samband med komponenterna under föregående rubrik. Det finns sex stycken om huruvida avrinningsområdet uppvisar ett samband med komponenterna.

- Området lokalt runt vattendraget
 - Det finns ett samband mellan jordarten och NPK+
 - Det finns ett samband mellan terrängens topografi och NPK+
 - Det finns ett samband mellan jordarten och Blå målklass
 - Det finns ett samband mellan terrängens topografi och Blå målklass

- Vattendragets avrinningsområde
 - Det finns ett samband mellan jordarten och vattenkemin
 - Det finns ett samband mellan berggrunden och vattenkemin
 - Det finns ett samband mellan fastighetskartan och vattenkemin
 - Det finns ett samband mellan terrängkartan och vattenkemin
 - Det finns ett samband mellan NPK+ och vattenkemin
 - Det finns ett samband mellan Blå målklassning och vattenkemin

1.5.2 Bakgrund

Att genomföra en inventering, naturvärdesbedömning och Blå målklassning, av alla vattendrag inom ett helt fastighetsbestånd tar mycket tid och blir en stor kostnad. I långa loppet kan det dock bli ett sätt att reducera kostnaden för restaureringsåtgärder som krävs om vattendragen blir skadade vid skogsvårdsåtgärder (Olsson, 2009; Ingmarsson, 2012). Att inventering sker i samband med den ordinära skogsbruksplanläggningen är ett alternativ för att det ska bli mer kostnadseffektivt fältarbete (Nordin, 2012). Många fastigheter har redan en uppdaterad skogsbruksplan. Detta gör att enda alternativet är ett fältbesök med avsikt att göra en naturvärdesbedömning och en Blå målklassning vilket som tidigare nämnts är tidskrävande.

Målet med denna studie är att undersöka om en effektivisering av fältarbetet kan ske. Pröva om förutsättning finns för skattning av vattendraget med avseende på NPK+, Blå målklass och vattenkemin utifrån GIS-analys. Ett urval av vattendrag som bör ha ett högt naturvärde kan då prioriteras och en slutlig inventering av dessa kan ske. Detta skulle ge en kostnadsbesparing då alla objekt inte behöver inventeras och kartläggas i fält. De objekt som predikteras ha ett lägre naturvärde kan när tillfälle ges och pengar finns inventeras. Det är sedan tidigare känt att det finns ett samband mellan jordartstypen, terrängens topografi och risken för erosion (Fallsvik et al., 2007). Detta är också en del i bedömningen av känsligheten i NPK+. Erosion kan skapa en hög sedimentation i vattnet (Österling, 2011) vilket också finns med som ett kriterium i naturvärdesbedömningen. Jordarten, bergrunden och markanvändningen återspeglar till viss del den vattenkemiska sammansättningen av näringsämnen i vattnet (Bergman et al., 2006; Kyllmar et al., 2002; Naturvårdsverket, 2003b; Setterberg, 2010).

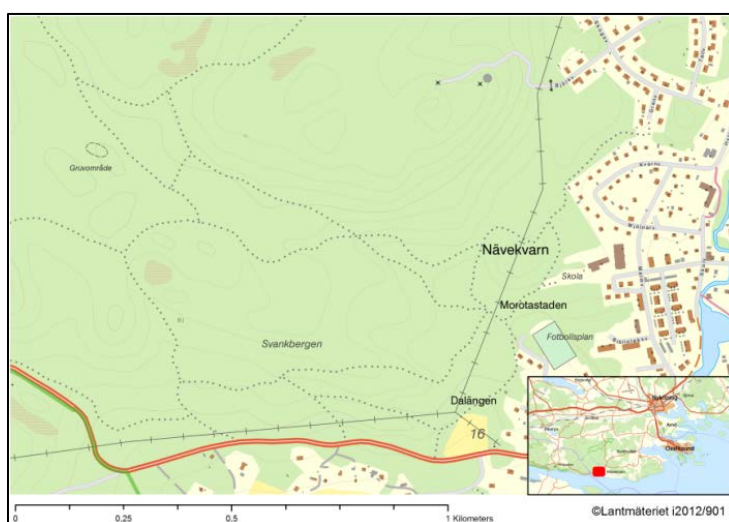
Dessa samband kan utnyttjas för att se om vattenkemin kan predikteras vilket är en del av bedömningen av vattendragets påverkan. Det finns också studier (Degerman et al., 2004) som visar att det finns samband mellan vattenkemin och den biologiska mångfalden i vattendraget. Detta samband kan också utnyttjas genom att studera hur mångfalden varierar med vattenkemin som i sin tur påverkas av jordarten och bergrunden.

2 MATERIAL OCH METOD

2.1 Hitta och definiera vattendrag

Vattendragen hittades genom att studera terräng- och fastighetskartan (Lantmäteriet, 2013a/2013d) och genom att göra en hydrologisk analys (Spännar, 2012) av terrängen. Den nya nationella höjddatamodellen (Lantmäteriet, 2013b) utnyttjades i den hydrologiska analysen. Den geografiska begränsningen bestämdes till att endast innefatta Nyköping kommuns egna fastighetsinnehav.

Den hydrologiska analysen som Spännar (2012) beskriver i ett PM från Länsstyrelsen Dalarna är ett sedan tidigare känt sätt att ta fram vattendrag utifrån en höjddatamodell. GIS-programmet som användes var ArcMap 10.1 från ESRI Inc. Även tillägget "Spatial Analyst" var aktiverat.



Figur 1. Exempelområde innan den hydrologiska analysen utfördes.



Figur 2. Exempelområde efter att den hydrologiska analysen utfördes. Ett vattendrag är tydligt definierat i terrängen, linjen i mitten.

2.1.1 Inventering och naturvärdesbedömning av vattendragen

Ett fältbesök genomfördes av vattendragen som definierades och hittades genom metoden ”Hitta och definiera vattendrag”. Under fältbesöket sommaren 2013 så inventerades vattendragen enligt NPK+ och bedömdes enligt Blå målklass efter instruktioner av Bleckert et al. (2010; 2011). Vattendragen inventerades endast om de bedömdes vara vattenförande större delen av året då det är den definitionen som gäller i skogsvårdslagstiftningen (Skogsstyrelsen, 2013) samt att vatten behövdes till de vattenkemiska analyserna. Vattendragen som bedömdes vattenförandes större del av året besöktes en gång till under sommaren. Vid detta tillfälle togs vattenprover för fortsatt analys av vattenkemin. De vattenkemiska analyser som utfördes visas i Tabell 3.

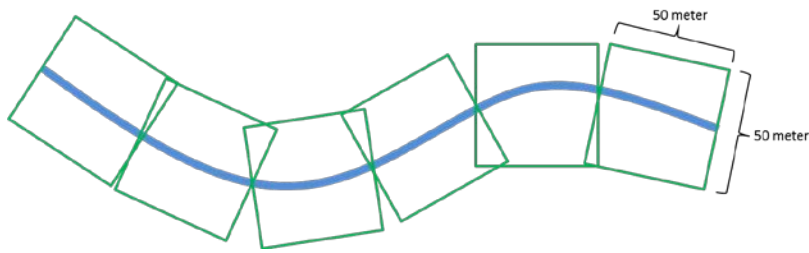
Tabell 3. Tabellen visar de vattenkemiska analyser som utfördes på vattnet från vattendragen vilka inventerades enligt NPK+ och bedömdes med Blå målklassning. Tabell efter information om analysmetoder på SLUs webbplats (Sveriges Lantbruksuniversitet, 2013-10-15)

Analys	Metod (referens)
Absorbans (vattenfärg)	SS-EN ISO 7887:2011, mod.
Konduktivitet	SS-EN 27 888-1 (ISO 7888:1985).
Fosfatfosfor	Bran Luebbe Method G-175-96 för AAIII.
Nitratkväve	Bran Luebbe Method G-287-02 för AAIII mod.
pH	SS-EN ISO 10523:2 012, mod.

2.2 Metod för datainsamling

2.2.1 Skapandet av provytor utmed vattendragen

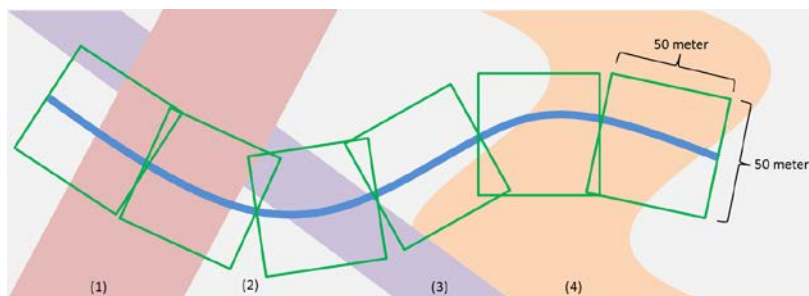
Resultatet av naturvärdesbedömningen och bedömningen av Blå målklass som gjordes av vattendragen lades in i ArcMap och associerades med respektive vattendrag. Vattendragen delades i sin tur in i provytor. Varje provyta blev tilldelad exakt samma attributdata som hela vattendrag. Så om vattendraget hade NPK+ 1.2.3.4 och Blå målklassning VG så fick alla provytor associerade med det vattendraget också NPK+ = 1.2.3.4 och Blå målklassning = VG. Vattendraget delades in i 50-meters segment vilket resulterar i att provytorna är ungefär 50 m långa. En buffertzon på 25 m skapades även runt varje segment vilket resulterade i provytor på ungefär 50 x 50 m, vilket är 2500 m² (Figur 3).



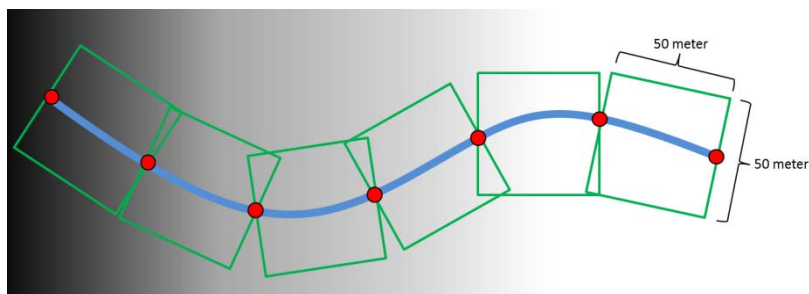
Figur 3. Visar hur provytorna skapas utmed ett vattendrag. Varje segment är ungefär 50 x 50 m, men varierar något då kravet är att vattendragets längd ska vara 50 m.

2.2.2 Associerande av indata med provytor

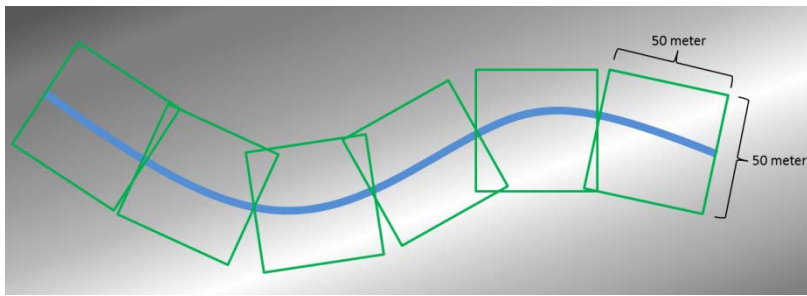
Provytorna utmed varje inventerat vattendrag användes för att samla in data från olika typer av ingångsdata i GIS. Främst användes jordartskartan (Sveriges Geologiska Undersökning, 2012b) och nya nationella höjddatamodellen (Lantmäteriet, 2013b). Jordartskartan användes för att få fram täckningen av respektive jordart inom varje enskild provyta (Figur 4). Höjddatamodellen bearbetades och fallhöjden (Figur 5) av vattendraget och lutningen (Figur 6) i terrängen lokalt runt vattendraget inom varje provyta kopplades till aktuell provyta.



Figur 4. Visar en schematisk figur av hur provytorna associerades med täckningen av olika jordarter. Siffrorna (1-4) i nederkant av figuren representerar fyra olika jordarter. Exempelvis så täcks provytan längst till vänster till nästan hälften av jordart nr. 2, provytan kommer också att tilldelas täckning av jordart nr. 1 och nr. 3.



Figur 5. Visar en schematisk figur om hur provytorna associerades med terrängens höjdskillnad och därigenom vilken fallhöjd varje segment/provyta associerades med. Mörkare färg visar en högre höjd över havet än vad en ljusare färg gör. Ju större höjdskillnad, nyansskillnad, det är inom varje provyta; det vill säga mellan ändarna av varje segment av vattendraget inom provytan, desto högre fallhöjd associeras till den specifika provyta inom vilket segmentet fanns.



Figur 6. Visar schematiskt hur provytorna associerades med terrängens lutning inom varje provyta. Ju mörkare färg, desto starkare lutning är det i terrängen; ljusare färg innebär att partiet är flackare. Genom bearbetning av värdena inom varje provyta erhöles max-, min- och medelvärden av terrängens lutning inom varje provyta.

2.2.3 Associerande av indata med avrinningsområdena

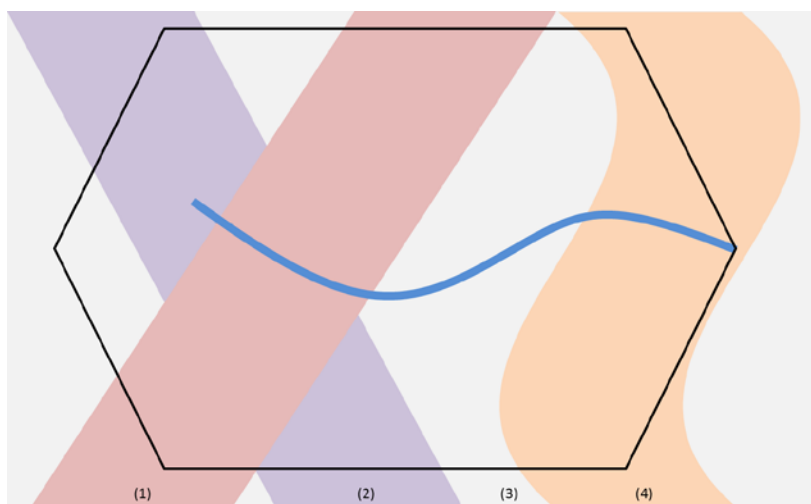
Avrinningsområden till respektive vattendrag (Figur 7 och Figur 8) skapades genom bearbetning av höjddatamodellen i ArcMap (Spännar, 2012). Indata kopplades sedan till de definierade avrinningsområdena. Jordarts- och berggrundskartan användes för att få täckningen för respektive jord- och bergart till det enskilda avrinningsområdet (Figur 9). Fastighets- och terrängkartans lager för markklassning användes också i analysen för att få fram hur stor andel av avrinningsområdet som definierades som olika markslag (Figur 9).



Figur 7. Exempelområdet innan avrinningsområdet definierades genom bearbetning av höjddatamodellen.



Figur 8. Exempelområdet efter att avrinningsområdet har definierats genom bearbetning av höjddatamodellen.



Figur 9. Visar en schematisk figur av hur avrinningsområdet (svart ram) associerades med täckningen av ingående data. Nummer 1-4 kan representera fyra olika jordarter, berggrunder eller markklassning utifrån terräng- eller fastighetskartan beroende på vilken analys som genomfördes.

2.3 Förenkling av NPK+ vid analys

Då NPK+ analyseras med avseende på terrängens topografi, jord- och bergarten, markklassning enligt terräng- och fastighetskartan och vattenkemin så har NPK+ förenklats. De enskilda komponenterna, naturvärde, påverkan, känslighet och plusvärde i NPK+ har olika bedömningsvariabler. Vid analys betraktas de enskilda komponenterna och dess bedömningsvariabler som en enhet. Det betyder att naturvärde och påverkan består av vardera 12 variabler. Känslighet och plusvärde består av vardera fyra variabler. Vilka bedömningsvariabler de enskilda komponenterna består av visas i Bilaga 5.

2.4 Statistisk analys

Den statistiska analys som användes för att undersöka om korrelation fanns var Spearmans rangkorrelationstest vilket är en variant av Pearsons produktmomentkorrelationskoefficient. Spearman används på rangordnat data. Både Ingmarsson (2012) & Nordin (2012) utnyttjade denna analysmetod genom att rangordna rådatat. Korrelationstestet fungerar väl om stor spridning mellan variablerna finns eller om data inte är normalfördelat eller där samma värde förekommer ofta. I fallet vid naturvärdesbedömningen kan många vattendrag ha samma NPK+-poäng. Rangordningen går till så att om n = antal observation så får det lägsta värdet = 1 och det högsta får värdet = n . Det ska dock tilläggas om flera värden har samma värde så delar de på den rangordnade poängen. Exempelvis om värdena på plats 10-12 är lika så delar de lika på summan av rankningen, dvs. $(10+11+12)/3 = 11$ och därefter fortsätter rankningen av data på nr 13.

Spearmans rangkorrelationstest:

$$\rho_{X,Y} = \frac{\text{cov}(X,Y)}{\sigma_X \sigma_Y} = \frac{E((X-\mu_X)(Y-\mu_Y))}{\sigma_X \sigma_Y}$$

Signifikansnivå:

$$p=0,05$$

2.4.1 Statistiska nollhypoteser

En nollhypotes är motsatsen till en hypotes (Johannesson et al., 1998). Om analyser gällande området lokalt runt vattendraget visar en positiv eller negativ korrelation och signifikansnivån är under eller lika med $p=0,05$ kan nollhypotesen anses som osannolik och förkastas. Det anses då att det finns en statistisk signifikant korrelation. Detta gäller följande komponenter: NPK+ och jordarten; NPK+ och terrängens topografi; Blå målklass och jordarten; Blå målklass och terrängens topografi.

Om analyser gällande vattendragets avrinningsområde visar en positiv eller negativ korrelation och signifikansnivån är under eller lika med $p=0,05$ så kan nollhypotesen anses som osannolik och förkastas. Det anses då att det finns en statistisk signifikant korrelation. Detta gäller följande komponenter: jordarten och vattenkemin; berggrunden och vattenkemin; fastighetskartan och vattenkemin; terrängkartan och vattenkemin; NPK+ och vattenkemin; Blå målklass och vattenkemin.

Gällande området lokalt runt vattendraget:

H_0 = ingen korrelation finns mellan jordarten och NPK+

H_0 = ingen korrelation finns mellan terrängens topografi och NPK+

H_0 = ingen korrelation finns mellan jordarten och Blå målklass

H_0 = ingen korrelation finns mellan terrängens topografi och Blå målklass

Gällande vattendragets avrinningsområde:

H_0 = ingen korrelation finns mellan jordarten och vattenkemin

H_0 = ingen korrelation finns mellan berggrunden och vattenkemin

H_0 = ingen korrelation finns mellan fastighetskartan och vattenkemin

H_0 = ingen korrelation finns mellan terrängkartan och vattenkemin

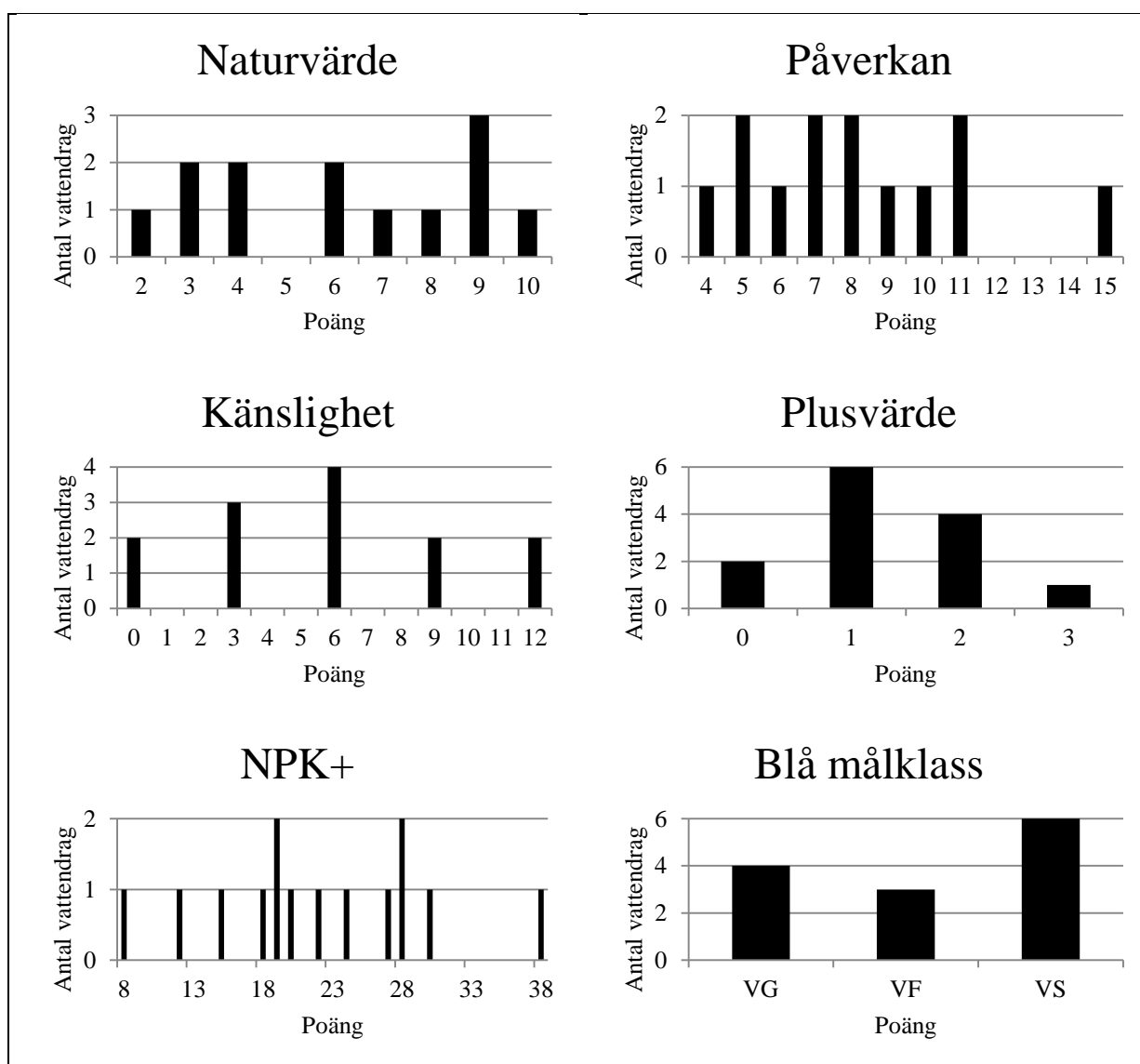
H_0 = ingen korrelation finns mellan NPK+ och vattenkemin

H_0 = ingen korrelation finns mellan Blå målklass och vattenkemin

3 RESULTAT

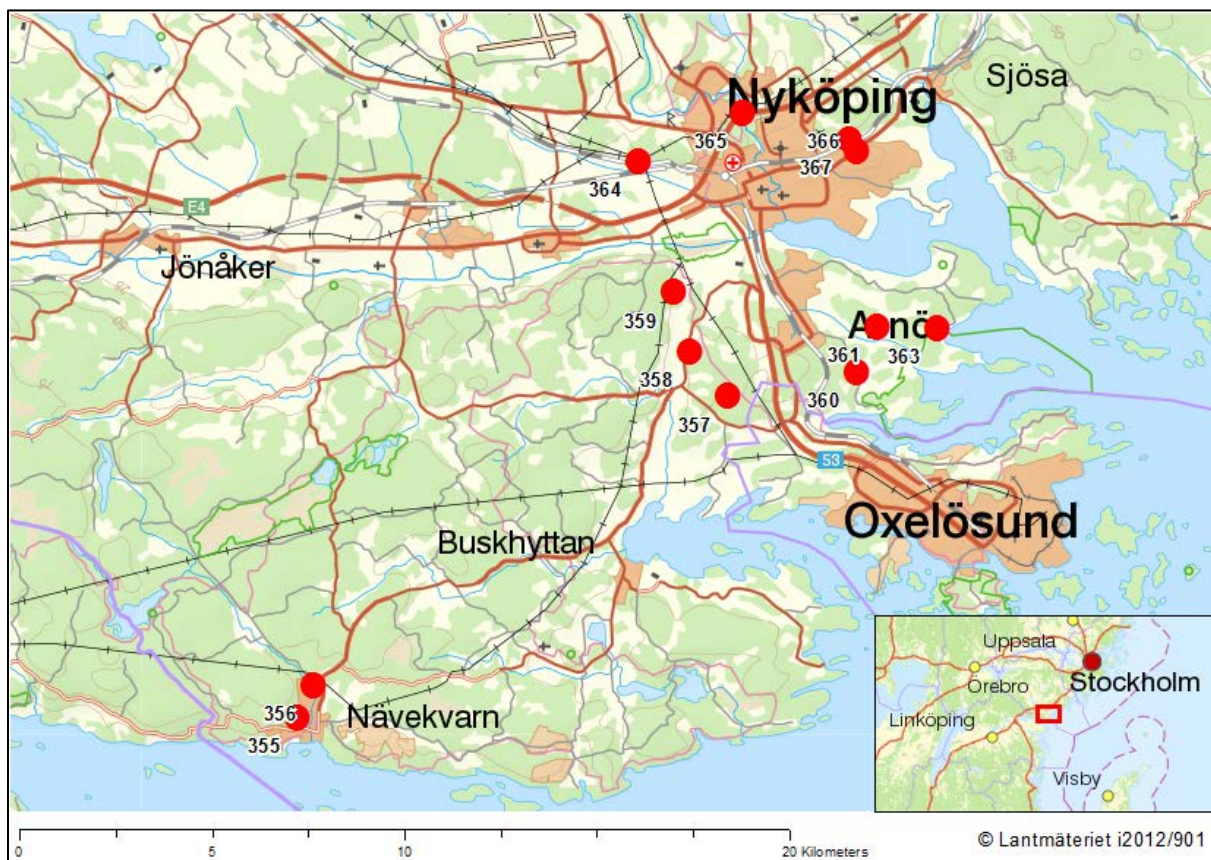
3.1 Inventeringsresultat

Totalt var det 13 stycken vattendrag och dessa hade en vattendragssträcka av nästan 7000 meter som inventerades. Resultatet av inventeringsarbetet och fördelningen av NPK+-poäng och Blå målklass redovisas i Figur 10. Poängen är jämt fördelade bland vattendragen och den högsta NPK+-poängen är 38 och den lägsta är 8. Graden av påverkan är hög bland vattendragen och dessa får en jämnt fördelad låg poäng. De flesta vattendrag fick en Blå målklass motsvarande VS vilket innebär att det är särskilda skötselåtgärder som är aktuella – i många fall avlägsna vandringshinder.



Figur 10. Visar fördelningen av komponenterna i NPK+ mellan de inventerade vattendragen samt fördelningen av bedömningen av Blå målklass.

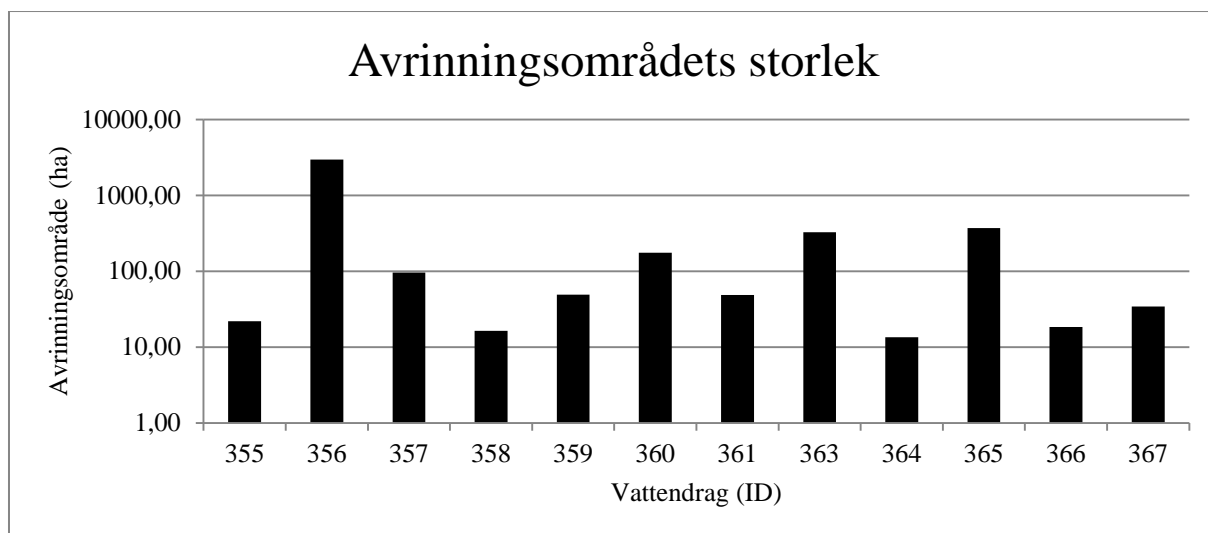
3.2 Vattendragens vattenkemi



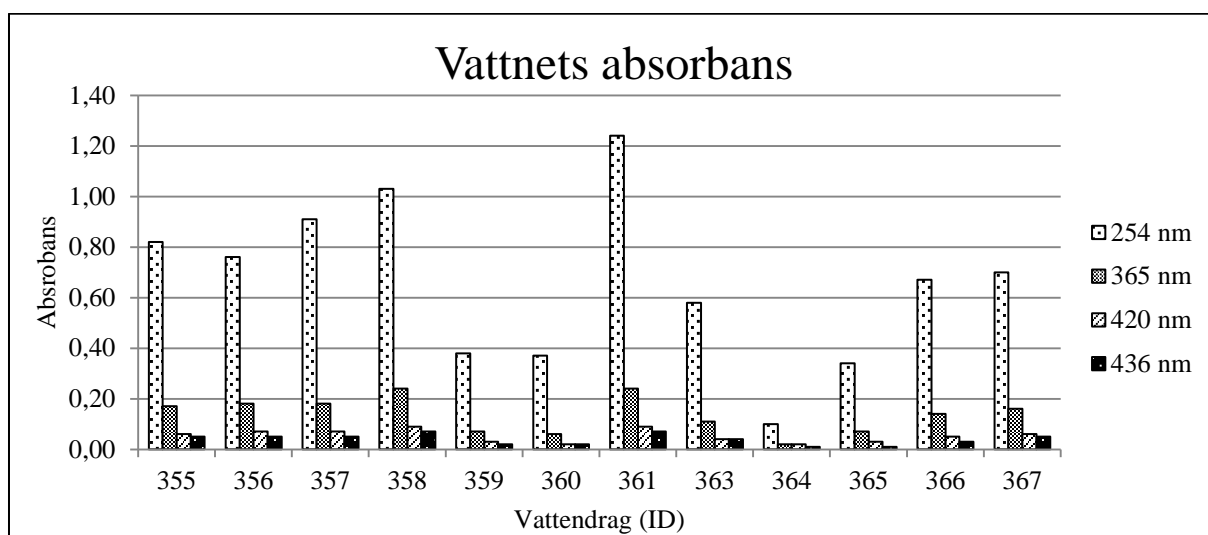
Figur 11. Visar den geografiska spridningen av vattendragen från vilka vattenkemiska analyser gjordes. Siffrorna i bilden indikerar vilket ID-nummer vattendraget fick.

Den geografiska spridningen (Figur 11) av vattendragen koncentrerade runt Nyköpings tätort samt ett större samhälle i nedre delarna av kartan. Detta på grund av att Nyköping kommuns fastighetsinnehav ligger i samma trakter varvid undersökning koncentrerades kring dessa.

I Figur 12 visas storleken på avrinningsområdena kopplade till varje inventerat vattendrag som hade en vattenföring vid provtagningsstillfället. Det är stor spridning av storleken på avrinningsområdet och de varierar från knappt 14 hektar till uppåt 3000 hektar. Den vattenkemiska analysen gällande vattnets absorbans visade en stor inbördes spridning mellan vattendragen. Det är tio gånger skillnad mellan den bäck som har högst absorbans mot den som har lägst absorbans. Hur absorbansen skiljer sig mellan vattendragen går att se i Figur 13.

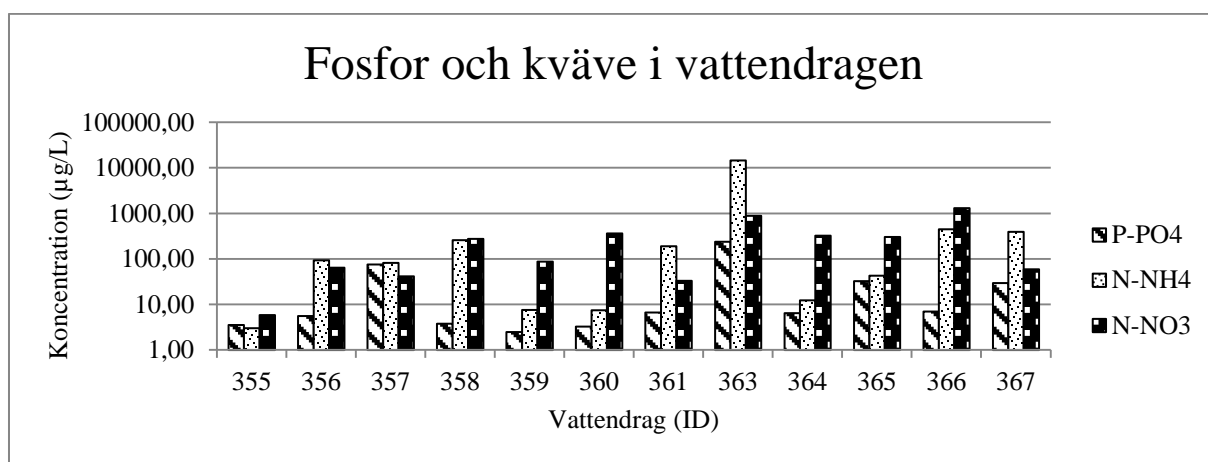


Figur 12. Figuren visar storleken avrinningsområdets hos de vattendrag som innehöll vatten vid provtagningsstillfället och vilka är föremål för de analyserna gällande avrinningsområdet och vattenkemin. Vattendragen är sorterade utan inbördes ordning utan endast på vilket ID-nummer vattendraget blev tilldelat. Ett vattendrag saknas då det inte innehöll något vatten vid provtagningsstillfället. Notera att y-axeln har logaritmisk skala.

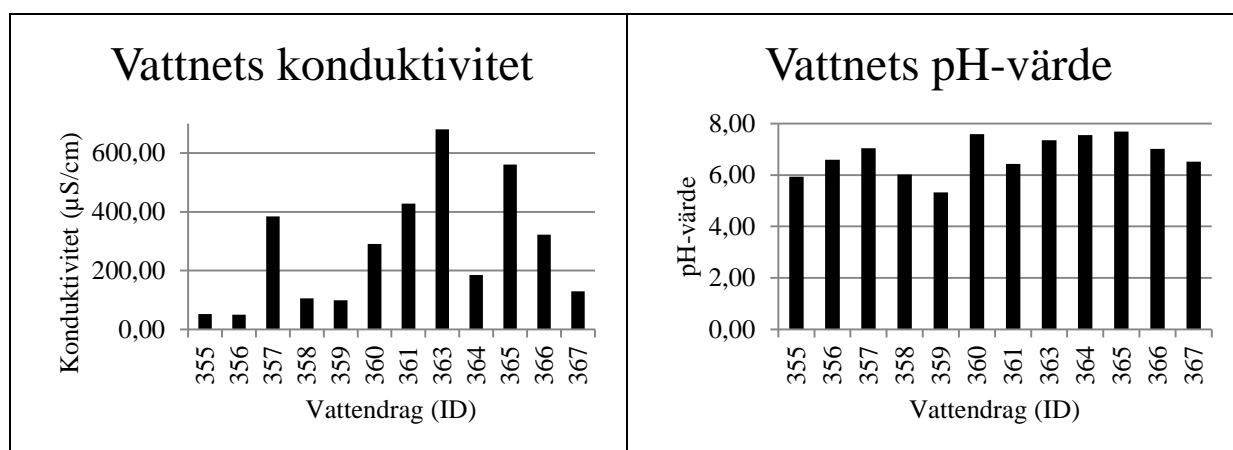


Figur 13. Figuren visar vattnets absorbans från de inventerade vattendragen. Vattendragen är sorterade utan inbördes ordning utan endast på vilket ID-nummer vattendraget blev tilldelat. Ett vattendrag saknas då det inte innehöll något vatten vid provtagningsstillfället.

Andelen fosfor och kväve i de provtagna vattendragen har stor inbördes spridning (Figur 14). Bäck med id 355 som enbart har skogsmark och lite myrmark inom sitt avrinningsområde har en låg näringskoncentration med en halt under 10 µg/L. Detta kan jämföras med bäck med id 363 vilken har en stor andel jordbruk- och industrimark samt att dagvatten leds dit. Vattendraget har en fosforhalt på över 100 µg/L och en ammoniumhalt på över 14000 µg/L. Vattnets konduktivitet har också en stor spridning, detta likt halten av fosfor och kväve. Den lägsta konduktivitet som uppmättes var ungefär 50 µS/cm och den högsta var ungefär 680 µS/cm. Skillnaden mellan den bäcken med lägst konduktivitet och den med högst konduktivitet är nästan 13 gånger. Spridningen i vattnets konduktivitet kan ses i Figur 15. Den vattenkemiska analysen av vattendragens pH-värde visade också på en stor spridning av mätvärdena. Den bäck med lägst pH-värde hade lite över 5 jämfört med det vattendrag med högst pH-värde som hade nästan 8.



Figur 14. Visar koncentrationen av näringsämnen (PO₄, NH₄ och NO₃) i de vattendrag som innehöll vatten vid provtagningsstillfället. Vattendragen är sorterade utan inbördes ordning utan endast på vilket ID-nummer vattendraget blev tilldelat. Ett vattendrag saknas då det inte innehöll något vatten vid provtagningsstillfället. Notera att y-axeln har logaritmisk skala.



Figur 15. Figuren till vänster visar resultatet av den vattenkemiska analysen gällande vattnets konduktivitet. Figuren till höger visar resultatet av det uppmätta pH-värde. Vattendragen är sorterade utan inbördes ordning utan endast på vilket ID-nummer vattendraget blev tilldelat. Ett vattendrag saknas då det inte innehöll något vatten vid provtagningsstillfället.

3.3 Statistiska analysresultat

Utifrån den statistiska analysen av vattendragen och dess avrinningsområden fanns det en signifikant korrelation mellan faktorerna i NPK+, Blå målklassning och de ingångsdata som användes. En signifikant korrelation fanns även utifrån vattenkemin mot NPK+, jordarts- och berggrundskartan och terräng- och fastighetskartan.

3.3.1 Statistisk analys av områdena lokalt runt vattendragen

Analys av områdena lokalt runt vattendragen visade att det fanns en statistiskt signifikant korrelation vid en signifikansnivå av $p=0,05$ mellan komponenterna i NPK+, Blå målklassning och jordarten och terrängens topografi (Tabell 4). Analysen visade att fanns ett positivt samband mellan jordartskartans lager om blockförekomst och de enskilda komponenterna i NPK+ och totala NPK+-poängen. Analysen visade att ett negativt samband fanns mellan täckningen av jordartsgrupperna ler och silt och de enskilda komponenterna i NPK+, totala NPK+-poängen och Blå målklass. Ett positivt samband fanns också mellan jordartsgrupperna sand och grus samt komponenterna i NPK+, totala NPK+-poängen och Blå målklass (Tabell 4). Vad gäller terrängens topografi så visade analysen att det fanns ett positivt samband mellan terrängens lutning ner mot vattendraget de enskilda komponenterna i NPK+ och totala NPK+-poängen (Tabell 4). Vattendragets fallhöjd hade ett samband med de enskilda komponenterna i NPK+ (utom påverkan), totala NPK+-poängen och Blå målklass.

Tabell 4. Tabellen visar resultatet av analysen av provytorna och två typer av indata, från jordartskartan och från höjddatamodellen. Alla värden, Spearmans korrelationskoefficient, som visas här i tabellen tyder på en signifikant korrelation vid minst $p=0,05$ när den statistiska och analysmetoden som anges i denna rapport används. För beskrivning av faktorerna se Tabell 11 i Bilaga 1.

Analysfaktor	Naturvärde	Påverkan	Känslighet	Plusvärde	Tot. NPK+	Blå målklass
Tot. andel block	0,33	0,25	0,26	0,18	0,35	
Tot. andel ler & silt	-0,44	-0,33	-0,20	-0,30	-0,42	-0,20
Tot. andel sand & grus	0,40	0,40	0,27	0,34	0,48	0,19
Terrängens lutning	0,30	0,31	0,22	0,24	0,35	
Vattendragets fallhöjd	0,42		0,26	0,20	0,27	0,24

Resultaten från analysen av områdena lokalt runt vattendragen redovisas i Tabell 4. Resultaten visade att det fanns ett samband mellan jordarten och NPK+. Jordarten uppvisade också att det fanns samband med Blå målklass. Resultatet visade att terrängens topografi hade ett samband med NPK+. Terrängens topografi hade ett samband med Blå målklass. Detta visade att nollhypoteserna gällande områdena lokalt runt vattendragen är osannolika och därmed kan förkastas (Tabell 5). En total lista över alla statistiskt signifikanta analysresultat finns i Tabell 11 i Bilaga 1. De som visas här i resultatdelen anses vara de viktigaste.

Tabell 5. Nollhypoteser som kan förkastas vid $p=0,05$ enligt den statistiska analysen.

Nollhypoteser gällande området lokalt runt vattendraget som kan förkastas:

H_0 = ingen korrelation finns mellan jordarten och NPK+

H_0 = ingen korrelation finns mellan terrängens topografi och NPK+

H_0 = ingen korrelation finns mellan jordarten och Blå målklass

H_0 = ingen korrelation finns mellan terrängens topografi och Blå målklass

3.3.2 Statistisk analys av vattendragens avrinningsområden

Analysen av vattendragen och avrinningsområdena kopplade till dessa visade att det fanns en korrelation vid en signifikansnivå av $p=0,05$ mellan vattenkemin och ingående data som har användes. Tabell 6, Tabell 7 och Tabell 8 visar de viktigaste resultaten av analysen av vattendragen och dess avrinningsområden med avseende på vattenkemin. Resultaten i Tabell 6 visar att det enligt analysen fanns en stark positiv korrelation mellan mossar (enbart mosse) inom avrinningsområdet och vattnets absorptions. Analysen visade också att det fanns ett negativt samband mellan sandiga jordarter inom avrinningsområdet och vattnets absorptions vid våglängderna 365 och 420. Bergarten granodiorit hade en signifikant negativt korrelation med vattnets absorptions.

Tabell 6. Visar resultatet av analysen mellan vattendragens avrinningsområden och resultatet från den vattenkemiska analysen gällande vattnets absorptions. Alla värden, Spearmans korrelationskoefficient, som visas här i tabellen tyder på en signifikant korrelation vid minst $p=0,05$ när den statistiska och analysmetoden som anges i denna rapport används. För beskrivning av faktorerna se Tabell 11 i Bilaga 2.

Analysfaktor	Absorptions (λ)			
	254	365	420	436
Andel mosse	0,67	0,66	0,57	0,64
Tot. andel sand		- 0,52	- 0,55	
Andel granodiorit	- 0,66	- 0,60	- 0,61	- 0,57

Analysen av avrinningsområdena avseende på vattendragens innehåll av kväve och fosfor visade att det fanns ett statistiskt signifikant samband mellan andelen sandig morän och ammonium (Tabell 7). Postglacial grovsilt hade ett samband med halten fosfat i vattendraget. Torvartade jordarter hade ett samband med halten av fosfat och nitrat. Analysen visade att åkermark inom avrinningsområdet hade ett starkt samband med halten av fosfat i vattendraget. Barr- och blandskog inom avrinningsområdet hade ett starkt negativt samband på fosfathalten i vattendraget. Bergarten granodiorit uppvisade ett samband med halten nitrat i vattnet. Halten fosfat i vattnet uppvisade ett negativt samband med vattendragets naturvärde. Nitrathalten hade ett starkt negativt samband med vattendragets påverkan och ammoniumhalten hade ett negativt samband med vattendragets känslighet.

Tabell 7. Visar resultatet av analysen mellan vattendragens avrinningsområden och den vattenkemiska analysen gällande vattnets innehåll av fosfor och kväve. Alla värden som visas visar på en signifikant korrelation vid minst $p=0,05$ när den statistiska och analysmetoden som anges i denna rapport används. För beskrivning av faktorerna se Tabell 11 i Bilaga 2.

Analysfaktor	P-PO ₄	N-NH ₄	N-NO ₃
Andel morän, sandig		- 0,75	
Andel postglacial grovsilt	0,59		
Tot. andel torv	- 0,58		- 0,65
Andel åkermark ¹	0,80		
Andel barr- och blandskog ¹	- 0,72		
Andel granodiorit			0,57
Naturvärde	- 0,59		
Påverkan			- 0,75
Känslighet		- 0,56	

Vattnets konduktivitet och pH-värde analyserades med avseende på jordart, berggrund och markklass inom avrinningsområdet, se Tabell 8. Resultatet visar att det fanns ett statistiskt signifikant positivt samband mellan jordarten postglacial grovsilt och vattnets konduktivitet. Jordarten postglacial finlera hade en positiv signifikant korrelation med vattendragens pH-värde. Torvartade jordarter (mosse, fattigkärr och kärr) och barr- och blandskog hade enligt analysen ett signifikant negativt samband med vattnets konduktivitet och pH-värde. Åkermark hade en positiv korrelation med vattnets pH-värde. Bergarten tonalit uppvisade ett positivt samband med vattnets konduktivitet. Konduktiviteten och pH-värdet på vattnet visade ett negativt samband med det naturvärde som vattendraget erhöll genom naturvärdesbedömningen. Även vattendragets pH-värde hade ett negativt samband med påverkan på vattendraget.

Tabell 8. Visar resultatet av analysen mellan vattendragens avrinningsområden och resultatet från den vattenkemiska analysen gällande vattnets ledningsförmåga och pH-värde. Alla värden, Spermans korrelationskoefficient, som visas här i tabellen tyder på en signifikant korrelation vid minst $p=0,05$ när den statistiska och analysmetoden som anges i denna rapport används. För beskrivning av faktorerna se Tabell 11 i Bilaga 2.

Analysfaktor	Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	pH
Andel postglacial grovsilt	0,65	
Andel postglacial finlera		0,66
Tot. andel torv	- 0,70	- 0,68
Andel barr- och blandskog ²	- 0,62	- 0,56
Andel åkermark ²	0,54	0,59
Andel tonalit	0,57	
Naturvärde	- 0,73	- 0,58
Påverkan		- 0,53

Resultaten från analysen gällande vattendragen och deras avrinningsområden visade att det fanns ett samband mellan jordarten, berggrunden och vattenkemin. Dessa två nollhypoteser anses utifrån analysen vara osannolika och kan därmed förkastas. Analysen visade också att det fanns ett samband mellan komponenterna i NPK+ och vattenkemin och därmed kan även denna nollhypotes anses osannolik och förkastas. Vattenkemin uppvisade ett samband med markklassningen enligt terräng- och fastighetskartan. Därmed kan även dessa två nollhypoteser anses osannolika och förkastas. Analysen uppvisade inget samband mellan vattenkemin och den Blå målklass som erhöles vid naturvärdesbedömningen av vattendraget. Den nollhypotesen kan inte anses som osannolik och kan därför inte förkastas (Tabell 10). De nollhypoteser som anses osannolika och förkastas visas i Tabell 9.

Tabell 9. Nollhypoteser som kan förkastas vid $p=0,05$ enligt den statistiska analysen.

Nollhypoteser gällande vattendrag och dess avrinningsområden som kan förkastas:

- H_0 = ingen korrelation finns mellan jordarten och vattenkemin
- H_0 = ingen korrelation finns mellan berggrunden och vattenkemin
- H_0 = ingen korrelation finns mellan NPK+ och vattenkemin
- H_0 = ingen korrelation finns mellan terrängkartan och vattenkemin
- H_0 = ingen korrelation finns mellan fastighetskartan och vattenkemin

Tabell 10. Nollhypoteser som inte kan förkastas vid $p=0,05$ enligt den statistiska analysen.

Nollhypoteser gällande vattendrag och dess avrinningsområden som kan förkastas:

- H_0 = ingen korrelation finns mellan Blå målklassning och vattenkemin

4 DISKUSSION

4.1 Kan NPK+/Blå målklass predikteras utifrån GIS-analys?

De samband som diskuteras här uppkom genom analys av området lokalt kring vattendraget inom en buffertzona av 25 m. Det är därför främst närområdets och kantzonens samband med NPK+ och Blå målklass som ytterligare diskuteras med hjälp av annan litteratur.

Vattendragets naturvärde (N delen i NPK+ protokollet) analyserades. Resultatet i denna studie visade att markytans blockighet, sandiga och grusiga jordarter, terrängens lutning och vattendragets fallhöjd hade en positiv korrelation med vattendragets naturvärde. Vid uppskattning av naturvärdet (NPK+) för vattendraget bedömdes bland annat: vattendragets variation, mängden död ved, förekomst av ström- eller forssträcka, biodiversitet samt om kantzonen var av äldre karaktär (Bilaga 5). I tidigare studier konstaterades det att markytans blockighet hade ett samband med förekomsten av död ved och gammal skog (Faustini & Jones, 2003), vattendragets variation i strömningshastighet och djup (Negishi & Richardson, 2003; Muotka & Syrjänen, 2007) samt frekvensen av dämmen (Keeton et al., 2007). Samtidigt visade också andra att sandiga och grusiga jordarter hade samband med vattendragets variation genom ökad strömningshastighet (Doeg et al., 1989; van Maren, 2007; Wilcock & McArdeall, 1997), sedimentets heterogenitet (Wilcock & McArdeall, 1993) och ökad syresättning av bottensedimentet (Mackenthun & Stefan, 1995) samt ökad artdiversitet (Doeg et al., 1989). Terrängens lutning visade i tidigare studier att den hade samband med artdiversiteten (Hylander, 2004), vattendragets meandring och variation (Rosgen, 1994) samt tillförseln av död ved (Swanson & Lienkaemper, 1978). Även storleken på vattendragets fallhöjd fanns det tidigare konstaterade samband med variationen i bottensedimentet (Zinko, 2005), djupet (Bathurst, 2002), bredden, blockstorleken, förekomsten av ström- eller forssträcka och vattenfall (Chartrand & Whiting, 2000) samt mängden död ved (Faustini & Jones, 2003). Detta ger stöd åt resultatet där markytans blockighet, sandiga och grusiga jordarter, terrängens lutning och vattendragets fallhöjd hade positiv korrelation med vattendragets naturvärde enligt NPK+.

Vidare så gjordes korrelationsanalyser med avseende på vattendragets påverkan. Resultatet i denna studie visade att leriga och siltiga jordarter hade en negativ korrelation med vattendragets påverkan. Sandiga och grusiga jordarter samt den ökade storleken på terrängens lutning hade positiv korrelation med vattendragets påverkan. Vid uppskattning av påverkan (NPK+) på vattendraget så bedömdes bland annat mängden igenslamning, vattnets grumlighet och om det var någon omfattande övergödning eller försurning. Flera tidigare studier uppvisade att leriga och siltiga jordarter hade påverkan på vatten genom ökad igenslamning, grumling samt sedimentation av organiskt material med syrebrist och bottendöd som följd (Ellis, 1936; Davies-Colley et al., 1992). Boström & Holm (2012) hävdade i sin studie att sandiga och grusiga jordarter minskade risken för igenslamning. Vidare konstaterade flera andra studier innan denna att en ökad storlek på terrängens lutning hade samband med vattenkemin (Norris, 1993), tillförseln av organiskt material och bottensedimentets egenskaper (Swanson & Lienkaemper, 1978). Detta styrker resultatet att leriga och siltiga jordarter hade negativ korrelation med vattendragets påverkan enligt NPK+. Vidare styrker det att sandiga och grusiga jordarter och terrängens lutning hade positiv korrelation med vattendragets påverkan.

Även på vattendragets känslighet gjordes det en korrelationsanalys. Resultatet visade att leriga och siltiga jordarter uppvisade en negativ korrelation med vattendragets känslighet. Samt att sandiga och grusiga jordarter, ökad storlek på terrängens lutning och vattendragets fallhöjd hade positiv korrelation med vattendragets känslighet. Vid uppskattning av vattendragets känslighet (NPK+) bedömdes bland annat risken för erosion, lutningen i närområdet och om det var risk för körsador på grund av fuktig kantzon. Rydell (2003) beskrev att leriga och siltiga jordarter var mindre erosionsbenägna. Medan Huselius (2009) hävdade att de var erosionskänsliga. Som tidigare nämnt påpekade andra studier att när leriga och siltiga jordarter väl blandade sig i vattnet fanns risker förenade med det (Ellis, 1936; Davies-Colley et al., 1992). Om fokus nu ligger på kantzonen beskrev Griffiths et al. (1997) att den mikrobiella aktiviteten var stor. Dessa hade då en stabiliserande effekt (Cosentino et al., 2006; Ashman et al., 2003) och särskilt svamphyferna (Karolien et al., 2001). Abivan et al. (2009) hävdade också i deras studie att den stabiliserande effekten av organiskt material hade stor betydelse i siltjordar. Vidare hade sandiga och grusiga jordarter en ökad erosionsbenägenhet (Rydell 2003). Vad gäller den ökade storleken på terrängens lutning konstaterade studier innan denna också samband med erosionskänsligheten (Fox & Bryan, 1999; Kinnell, 2000; Chaplot & Bissonnais, 2003; Assouline & Ben-Hur, 2006) och risken för körsador (Bergkvist, 2002). Även vid andra studier av vattendragets fallhöjd hade det samband med terrängens lutning (MacFarlane & Wohl, 2003) och erosionskänslighet (Maxwell & Papanicolaou, 2001; Seidl & Dietrich, 1992). Sammantaget ger detta stöd åt resultatet att leriga och siltiga jordarter i kantzonen hade ett negativ korrelation med vattendragets känslighet enligt NPK+. Tolkningen var i detta fall kantzonens känslighet. Då leriga och siltiga jordarter hamnade i vattnet orsakade de problem vilket konstaterades tidigare. Litteraturen styrker även resultatet att sandiga och grusiga jordarter, ökad storlek på terrängens lutning samt vattendraget ökade fallhöjd hade en positiv korrelation med vattendragets känslighet enligt NPK+.

Vid korrelationsanalys av vattendragets plusvärde uppkom också att dessa hade samband. Leriga och siltiga jordarter visade en negativ korrelation med vattendragets plusvärde enligt NPK+. Markytans blockighet, sandiga och grusiga jordarter, terrängens lutning samt vattendragets fallhöjd visade alla positiv korrelation med vattendragets plusvärde enligt NPK+. Vid uppskattning av vattendragets plusvärde bedömdes bland annat om vattendraget finns inom ett rekreatiomsområde eller naturreservat. De flesta vattendragen, utom två, låg inom ett rekreatiomsområde eller naturreservat vilket betydde att dessa fick poäng för det. Plusvärdet behövde med andra ord inte nödvändigtvis bero på vattendraget. Utan kan främst bero på om politiker eller tjänstemän utsett ett område som naturreservat. Korrelation kunde därför bero på svagheter i analysmetoden (Nordin, 2012). En plusvärdesvariabel är ”värd” tre gånger så mycket gentemot en variabel i naturvärde eller påverkan. Den statistiska analysen kan då bli viktad till förmån för vattendragets plusvärde. Därför är korrelationer med vattendragets plusvärde förmodligen inte kausalt (Goldthorpe, 2001).

På vattendragets Blå målklass gjordes också en korrelationsanalys. Leriga och siltiga jordarter hade negativ korrelation med vattendragets Blå målklass. Sandiga och grusiga jordarter och vattendragets fallhöjd hade positiv korrelation med vattendragets Blå målklass. Vid uppskattning av vattendraget Blå målklass gjordes en samlad bedömning av den naturvärdesinventering som genomfördes enligt NPK+. Eftersom Blå målklass till stor del var en subjektiv bedömning av vattenhänsynen var det en osäker korrelation (Ingmarsson, 2012; Nordin, 2012). Exempelvis kan två vattendrag som får samma summa vad gäller naturvärde, påverkan, känslighet och plusvärde få olika bedömningar enligt Blå målklass på grund av att ett vattendrag ligger närmare stadskärnan. Detta kan leda till att större hänsyn bör tas.

Sammantaget är det inte säkert att en korrelation verkligen finns med Blå målklass och därför kan inte sambandet ses som kausalt.

Vattendragets naturvärde, påverkan och känslighet borde gå att prediktera utifrån GIS-analys. Det stöds inte minst av de samband som visades i denna studie utan de styrks också av annan litteratur. Huruvida vattendragets plusvärde och Blå målklass kan predikteras utifrån GIS-analys är osäkert. Trots att samband visades i denna studie styrks de inte av annan litteratur. Även tidigare studier visade skepsis vad gäller korrelation med vattendragets plusvärde samt Blå målklass.

4.2 Kan vattenkemin predikteras utifrån GIS-analys?

De analysresultat som diskuteras här uppkom genom korrelationsanalys med hela avrinningsområdena som grund. Tolkningen kan därför vara olika av de olika jordarternas påverkan på vattnet. Eftersom naturvärdesinventeringen enligt NPK+ endast utförs i skogsmark så kan inte alltid den skogliga kantzonen appliceras här.

Vattnets absorbans mättes och analyserades med avseende på olika jordarter och markklassningar. Andelen mosse (endast mosse) inom avrinningsområdet visade i denna analys en positiv korrelation med vattnets absorbans. Därtill visade andelen sandiga jordarter inom avrinningsområdet negativ korrelation med vattnets absorbans. Vid tidigare studier visades att mossar innehöll höga humushalter och bidrog med humusämnen till att brunfärga vattnet (Löfgren, 2009; Steinberg, 2003). Wallin & Weyhenmeyer (2001) visade att vattnets färg mäts genom att absorbansen. Liknande studier konstaterade ett positivt samband mellan halten humusämnen och vattnets absorbans (Fukushima et al., 1996; Worrall et al., 2007; Martin-Mousset et al., 1997; Peuravuori & Pihlaja, 1997; Hautala et al., 2000). Flera författare beskrev att sandiga jordarter hade hög infiltrationskapaciteten vilket innebar ett stort flöde av vatten (Rodhe et al., 2006; Eriksson et al., 2005). Humusämnen följde med vattnet och kunde komplexbinda mot mineralpartiklarnas ytor samt bilda aggregat (Brady & Weil, 2008; Eriksson et al., 2005; Dosskey & Bertsch, 1997; Christensen, 2001). Qualls & Haines (1992) visade även att en stor del humusämnena adsorberades och blev kvar i marken vilka sedan bröts långsamt ned av mikroorganismer. Humusämnen som följde med grundvattnet ut till vandraket minskade således. Detta styrker att mossar och sandiga jordarter inom avrinningsområdet hade en positiv korrelation med vattnets absorbans. Det styrker också att sandiga jordarter hade en negativ korrelation med vattnets absorbans.

Halten fosfat analyserades också. Andelen postglacial grovsilt och andelen åkermark inom avrinningsområdet visade ett positivt samband med halten fosfat. Andelen torvartade jordarter (mosse, fattigkärr och kärr) samt andelen barr- och blandskog inom avrinningsområdet visade en negativ korrelation med halten fosfat. Naturvårdsverket (2004) beskrev i en rapport där de konstaterade att siltiga jordar hade stor risk för läckage av fosfor. Vad gäller torvartade jordarter så uppvisade Richardsson & Marshall (1986) att dessa kunde komplexbinda fosfat samt att mikroorganismer i jordarten använde en stor mängd. Läckage av fosfat från åkermark hade tidigare konstaterats bero främst på transport av suspenderat material genom ytavrinning (Djordjic et al., 2012). Studier av skogsmark uppvisade att fosfor lokalt hade en tillväxtbegränsande inverkan (Egerzon & Andersson, 2004; Vincent et al., 2013) samt att skogsmark normalt hade lågt läckage av fosfat (Löfgren, 2004). Sammantaget styrker detta

sambandet att postglacial grovsilt och åkermark uppvisade positiva korrelationer med fosfathalten. Även att torvartade jordarter samt barr- och blandskog uppvisade negativa korrelationer med fosfathalten.

Vad gäller ammoniumhalten i vattendragen så visade andelen sandig morän inom avrinningsområdet ett negativt samband. Även för nitrathalten visade andelen torvartade jordarter inom avrinningsområdet ett negativt samband. Sandig morän beskrevs av Sveriges Geologiska Undersökning (2014-02-16a) som Sveriges vanligaste jordart samt att den utnyttjades främst till skogsodling (Sveriges Geologiska Undersökning, 2014-02-16b). Petterson & Wirén (1995) uppvisade att i skogsmark var ammonium eftertraktat. Vidare så beskrev Akselsson et al. (2011) att vid överskott av ammonium inträffade kväve mineralisering och ammonium omvandlades till nitrat. Karlsson et al. (2012) konstaterade också att ammonium band till marken relativt hårt. I torvartade jordarter såg Hanson et al. (1994) att nitrat immobiliserades av växter och det inträffade en hög grad av denitrifikation. Detta styrker med andra ord att sandig morän hade negativ korrelation med ammoniumhalten och att torvartade jordarter hade en negativ korrelation med nitrathalten i vattnet.

Vattendragens konduktivitet mättes och analyserades vidare. Andel postglacial grovsilt samt åkermark inom avrinningsområdet visade en positiv korrelation med vattnets konduktivitet. Däremot så uppvisade andelen torvartade jordarter samt andelen barr- och blandskog en negativ korrelation med vattnets konduktivitet. Som tidigare nämnt hade siltjordar stor risk för läckage av fosfor. Huselius (2009) beskrev siltjordar som erosionskänsliga medan Rydell (2003) hävdade det motsatta. Oavsett vad som var rätt så konstaterade Glinski et al. (2007) att material tillsammans med ammonium kunde föras vidare till vattendraget genom erosion. Levlin et al. (2008) beskrev att vid höga koncentrationer av fosfor och framförallt ammonium noterades det att dessa bidrog till vattnets konduktivitet. Brady & Weil (2008) beskrev också vittringsbenägenheten som hög i siltiga jordarter vilket bidrog till höga halter baskatjoner. Flera studier innan denna beskrev att torvartade jordarter samt barr- och blandskog gav upphov till höga halter humusämnen vilka bidrog med löst organiskt material till vattendraget (Löfgren, 2009; Steinberg, 2003). Tipping et al. (1991 & 2002) beskrev att löst organiskt material kunde föra med sig metalljoner och ge upphov till en ökning av vattnets konduktivitet. I en studie visades det att åkermark bidrog genom erosion och avrinning till att näringsämnen läckte (Djodjic et al., 2012). Sammantaget ger detta stöd åt resultatet att samband fanns mellan postglacial grovsilt samt åkermark och vattnets konduktivitet. Däremot så talar detta emot studiens resultat som visade att torvartade jordarter samt andelen barr- och blandskog hade ett negativt samband med vattnets konduktivitet. Det kan med andra ord inte uteslutas att just den korrelationen beror på någonting annat och sambandet inte är kausalt.

Även vattendragets pH-värde utfördes det korrelationsanalyser med. Andel postglacial finlera och andelen åkermark inom avrinningsområdet visade en positiv korrelation med vattnets pH-värde. Samt att andelen torvartade jordarter och barr- och blandskog visade en negativ korrelation med vattnets pH-värde. Det konstaterades av tidigare studier att lerjordar bidrog till att binda organiskt material i form av humusämnen (Eriksson, 2005). Brady & Weil (2008) beskrev att humusämnen bundna till lerpartiklar bidrog till buffringskapaciteten och kunde höja ett lågt pH-värde. Vidare beskrev de att lerpartiklarna i sig hade stor buffringskapacitet vilket bidrog med baskatjoner och ett högre pH-värde. Åkermarken beskrev Johansson & Ulén (2002) som naturligt sur på grund av gödsel men att den kunde genom kalkning få ett högre pH-värde. Som konstaterades tidigare så bidrog torvartade jordarter samt barr- och blandskog med humusämnen vilka bidrog till att sänka vattendragets pH-värde. Sammantaget ger detta stöd åt resultatet att postglacial finlera och åkermark hade

en positiv korrelation med vattendragets pH-värde. Vidare så ger detta också stöd åt att torvartade jordarter, barr- och blandskogar hade negativ korrelation med vattnets pH-värde.

Som helhet så styrks resultaten av litteratur att vattenkemin hade samband med de ingångsdata som användes. Däremot så är osäkerheten stor vad gäller torvartade jordarter samt barr- och blandskogens inverkan på vattnets konduktivitet då det varit svårt att hitta litteratur som styrker detta. Att bergarten granodiorit inom avrinningsområdet visade en korrelation med vattnets absorbans är osäkert. Det gäller också bergarten tonalit inom avrinningsområdet som visade en korrelation med vattnets konduktivitet. Ingen litteratur hittades om huruvida bergarten granodiorit kunde påverka vattnets absorbans eller att bergarten tonalit kunde påverka vattnets konduktivitet. Dessa samband kan inte styrkas med hjälp av litteratur och sambandet kan då inte ses som kausalt. Och därmed ges inget stöd till just dessa resultat.

4.3 Finns det samband mellan vattenkemin och NPK+/Blå målklass?

För att undersöka sambandet mellan vattenkemin och NPK+/Blå målklass så användes hela avrinningsområdena som grund. Tolkningen av jordarternas påverkan kan även skiljas här gentemot hur deras inverkan på vattendragets kantzona. Här tas hela avrinningsområdet i beaktning.

Resultatet i denna studie visade att vattendragets naturvärde enligt NPK+ hade en negativ korrelation med halten fosfat, pH-värde och konduktivitet i vattnet. Detta samtidigt som vattendragets påverkan enligt NPK+ uppvisade en negativ korrelation med nitrathalten. Vattendragets känslighet hade också negativt samband med halten ammonium i vattnet. Fosforhalten och andra näringsämnen hade vid andra tillfällen setts påverka om känsliga (ibland rödlistade) insekter, fiskar och fåglar kunde leva i/vid ett vattendrag (Lundberg & von Proschwitz, 2004; Herngren, 2013) och kunde därför påverka naturvärdet. Som tidigare konstaterades bidrog vattenkemin med avseende på konduktivitet och pH-värde om känsliga arter kunde leva i vattendraget. Laudon et al. (2001) beskrev också att det fanns naturligt sura och försurade vattendrag som inte behövde vara påverkade av människan. I skogsmark utlakades nitrat lätt och därmed fanns det risk för övergödning i närliggande vattendrag vilket beskrevs av Magnusson (2009). Då nitrat utlakades från skogsmark fanns även risk för försurning i vattendrag (Eriksson, 2006). Övergödning och risken för försurning var variabler som bedömdes i komponenten påverkan. När vattendragets känslighet uppskattades bedömdes vattendraget bland annat med avseende på terrängens lutning och erosionsbenägenhet. Som Glinski et al. (2007) beskrev så följde ammonium i form av organiskt material med till vattnet på grund av erosion eftersom terrängen lutade. Sammantaget ger detta stöd åt att en negativ korrelation fanns mellan vattendragets påverkan och nitrathalten i vattnet. Samt att vattendragets naturvärde hade en negativ korrelation med fosfathalten, pH-värdet och konduktiviteten i vattnet. Vattendragets känslighet enligt NPK+ visade i denna analys en negativ korrelation med ammoniumhalten. Detta kan inte styrkas genom litteratur eftersom ökad känslighet innebär ökad lutning och erosionskänslighet. Vilket borde innebära ökad avrinning och tillförsel av ammonium. Just detta samband kan då inte ses som kausalt.

Totalt sett så kan ett samband mellan vattenkemin och NPK+/Blå målklassning finnas. Sambandet mellan vattendragets känslighet och halten ammonium som visades i studien

kunde inte styrkas med hjälp av litteratur. Vattendrag kan exempelvis ligga i ett orört skogsparti med höga naturvärden men med ett stort avrinningsområde som till stor del består av ett landskap påverkat av människan och jordbruk. I de lägena behöver inte alltid vattenkemin ha ett direkt samband med naturvärdet, påverkan och känsligheten i vattendragets kantzön.

4.4 Metod för datainsamling

För att analysera topografins och jordarternas inverkan på NPK+ och Blå målklass delades alla inventerade vattendrag in i 50 x 50 m provytor. Hela sträckan som rann genom skogsmark inventerades, oavsett fastighetsgränser. Att inventera hela vattendrag i stället för delar av vattendrag ger en mer heltäckande bild (Ingmarsson, 2012). Med ett större underlag vad gäller vattendrag skulle den statistiska säkerheten ha blivit större, men det är inte helt säkert att resultatet blivit annorlunda.

Problemet med metoden var att långa vattendrag blir något viktade. I dataanalysen kan korta vattendrag försvinna i statistiken då dessa endast blir tilldelade få provytor. Medan långa vattendrag som fått många provytor blir överrepresenterade. Om ett kort vattendrag med en hög naturvärdesbedömning enbart rinner genom sandig morän. Medan ett långt vattendrag med en låg naturvärdesbedömning rinner genom sandig morän. Då kommer det tolkas i statistiken som att sandig morän ger vattendrag med låg naturvärdesbedömning. Dock kan detta ändå ge en grov uppskattning om att det kan finnas ett samband som är värt att undersöka närmare. På liknande sätt kan det vara med analysen av vattendragens avrinningsområden. Dessa analyser borde också blivit mer statistiskt säkra med ett större underlag. Fler vattendrag utan vattenföring vid rådande inventeringstillfället borde ha använts som underlag eftersom även dessa är en viktig del för många arter som lever i/nära temporära vatten. Men i detta arbete var det viktigt att hitta vattendrag med vattenföring då även vattenkemin skulle undersökas.

4.5 Ingångsdata

De data som användes för att göra analyserna var av varierande karaktär. De data som erhöles genom inventering i fält borde ge en god och översiktlig bild av vilken status vattendraget har. Vidare är det olika kartdata där noggrannheten i jordartskartan är < 50 meter i lägesfel, vilket kan göra stor skillnad då området lokalt kring vattendraget analyseras. Liknande gäller vid analys av berggrundskartan. Där är lägesfelet < 100 meter vilket kan göra stor skillnad och lämpar sig därför inte för att göra analyser i området lokalt kring vattendraget. Då ett helt avrinningsområde analyserades borde den felmarginal som finns i både jordarts- och berggrundskartan vara försumbar. Detta borde gett en rättvisande bild av vilka samband som kunde finnas. Nya nationella höjdmodellen som användes för analys av terrängens topografi är noggrann. Den var uppbyggd i ett 2 x 2 m raster med en felmarginal på mindre än 0,5 meter i höjddled. Terrängkartan som användes för att uppskatta markanvändningen i analysen hade

en lägesnoggrannhet på 10 meter. Detta borde inte ha spelat så stor roll vid analys av avrinningsområdet. Fastighetskartan hade ett lägesfel på endast 2 meter vilket inte heller borde bidragit så mycket vid analys av avrinningsområdena. Vissa vattendragen kan ha blivit felbedömda på grund av ovana vilket också andra studier pekat på (Nordin, 2012).

4.6 Slutsats och rekommendationer

Resultatet i denna studie visade att det borde finnas möjlighet att prediktera naturvärde, påverkan och känslighet via GIS-analys. Många av sambanden som visades stöds med hjälp av annan litteratur. Studien visade även att det till borde finnas möjlighet att prediktera vattenkemin via GIS-analys. Även här styrktes flera samband tillsammans med litteratur. Vidare visade denna studie att samband fanns mellan vattenkemin och naturvärde, påverkan samt känslighet vilka också kan stödjas genom annan litteratur om än att vissa samband kanske inte är kausala. Trots att denna studie visade samband med plusvärde och Blå målklass visar annan litteratur att prediktion av dessa komponenter är osäker.

Resultaten kan med fördel användas för att fortsätta undersöka hur NPK+ och Blå målklass har samband med: terrängens topografi, jordarten och berggrunden samt markklassning utifrån terräng- och fastighetskartan. Det borde även gå att få en god bedömning av vilken vattenkemisk status vattendraget har genom analys av jordart- och berggrund, terräng- och fastighetskartan. Med en uppfattning om den vattenkemiska statusen har man också en bättre grund som arbetsmaterial och beslutsstöd. För att prediktion av NPK+ och Blå målklass ska fungera i praktiken och komma till användning så krävs det en stor utveckling modellen. Kommande studier bör därför genomföras med ett större underlag och även inom ett större geografiskt område med större spridning för att även variationen i berggrunden ska kunna beaktas. För att kunna göra smidigare, mer kostnadseffektiva inventeringar av vattendrag samt även behålla kvaliteten behöver denna och liknande metoder utvärderas. Som flera studier konstaterat tidigare så krävs det stor planering för att inte orsaka skada på vattenmiljön vid skogsvårdsåtgärder. Dessa resultat är följaktligen mycket lovande och lägger grunden för framtida studier.

5 TILLKÄNNAGIVANDE

Jag vill rikta ett särskilt tack till mina handledare. Hjalmar Laudon och Anneli Ågren på Institutionen för skogens ekologi och skötsel på SLU för era tankar om upplägg, värdefulla kommentarer och feedback. Samt till Christel Guillet på Nyköpings kommun för att du hjälpte mig med fältarbetet under sommaren. Ett tack får även Ida Taberman på SLU för att du analyserade mina vattenprover. Tack också till Tord Magnusson för att vi kunde bolla idéer om hur ett examensarbete inom markvetenskap kunde genomföras. Vill även tacka min fästmö Veronica Alesand för ditt stöd samt för att du stod ut med mig under sommaren och hösten då jag kämpade med inventering och analys av dessa vattendrag.

6 REFERENSER

- Abivan, S., Menasseri, S. & Chenu, C. (2009). The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 41, ss. 1–12
- Akselsson, C., Klarqvist, M. & Hellsten, S (2011). *Kväveutlakning från skogsmark – hur mycket kan det bidra till bruttobelastningen?* Göteborg: IVL, Svenska Miljöinstitutet AB
- Ashman, M., Hallet, P. & Brookes, P. (2003). Are the links between soil aggregate size class, soil organic matter and respiration rate artefacts of the fractionation procedure? *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 35, ss. 435–444
- Assouline, S. & Ben-Hur, M. (2006). Effects of rainfall intensity and slope gradient on the dynamics of interrill erosion during soil surface sealing. *Catena*, vol. 66, ss. 211–220
- Bathurst, J. (2002). At-a-site variation and minimum flow resistance for mountain rivers. *Journal of Hydrology*, vol. 269, ss. 11–26
- Bergkvist, Å. (2002). *Små skogliga vattendrag i Värmland – Generell beskrivning, förekomst av traktorspår samt spårens inverkan på bottenfaunan*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig marklära (Examensarbete 2002:6).
- Bergman, P., Bleckert, S., Degerman, E. & Henrikson, L. (2006). *UNK – Urvatten, Naturvatten, Kulturvatten*. Solna: Världsnaturfonden WWF (Levande Skogsvatten 2006).
- Bjelke, U. (2008). *Vem bryr sig om tillfälliga vatten?* Uppsala: Centrum för biologisk mångfald vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (Biodiverse, nr. 3, s. 12).
- Bjelke, U., Hallingbäck, T., & Henrikson, L. (2010). *Rödlistade arter i källor*. Sveriges Lantbruksuniversitet, ArtDatabanken (ArtDatabanken Rapporterar nr. 8).
- Bleckert, S., Degerman, E., & Henrikson, L. (2010). *Skogens vatten*. Värnamo: Sveriges skogsägarföreningar (Södra-, Mellanskog-, Norrskog-, Norra skogsägarna).
- Bleckert, S., Degerman, E., & Henrikson, L. (2011). *NPK+ och Blå målklassning – enkla verktyg för skoglig vattenplanering*. Solna: Världsnaturfonden WWF (NPK+ och Blå målklassning 2011).
- Bodegård, G. (2005). *Mänsklig påverkan på mindre vattendrag i skogslandskapet - En inventering av vägtrummor och skyddszoner kring dessa i Uppsala län och norra Västmanlands län*. Umeå: Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Vattenbruk (Examensarbete 2005).
- Boström, V & Holm, H. (2012). Bottensubstratets inverkan på föryngring av flodpärlmussla. Umeå: Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för skogens ekologi och skötsel (Kandidatarbete 2012:7)
- Brady, N. & Weil, R. (2008). *The nature and properties of soils*. New Jersey: Pearson Education inc.
- Chaplot, V. & Bissonais, Y. (2003). Runoff features for interrill erosion at different rainfall intensities, slope lengths, and gradients in an agricultural loessial hillslope. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 67, ss. 844-851.
- Chartrand, S. & Whiting, P. (2000). Alluvial architecture in headwater streams with special emphasis on step-pool topography. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 25, ss. 583-600

- Christensen, B. (2001). Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, vol. 52, ss. 345-353
- Cosentino, D., Chenu, C. & Bissonnais, Y. (2006). Aggregate stability and microbial community dynamics under drying–wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 38, ss. 2053–2062
- Dahlberg, A. (2011). *Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk - Slutrapport för delprojekt naturvärden*. Jönköping: Skogsstyrelsen (Rapport 7/2011).
- Davies-Colley, R., Hickey, C., Quinn, J & Ryan, P. (1992). Effects of clay discharges on streams 1. Optical properties and epilithon. *Hydrobiologia*, vol. 248, ss. 215-234.
- Degerman, E., Alexanderson, S., Bergengren, J., Henrikson, L., Johansson, B.-E., Larsen, M. B., & Söderberg, H. (2009). *Restaurering av flodpärlmusselvatten*. Solna: Världsnaturfonden WWF (Levande Skogsvatten 2009).
- Degerman, E., Henrikson, L., Lingdell, P-E. & Weibull, H. (2004). *Indikatorer på naturvärde i skogsvattendrag – mossor, bottenfauna, fisk och biotopgenskaper*. Solna: Världsnaturfonden WWF (Levande Skogsvatten 2004).
- Degerman, E., Magnusson, K. & Sers, B. (2005). *Fisk i skogsbäckar*. Solna: Världsnaturfonden WWF (Levande Skogsvatten 2005).
- Djodjic, F., Hellgren, S., Futter, M. & Brandt, M. (2012). *Suspenderat material – transporter och betydelsen för andra vattenkvalitetsparametrar*. Norrköping: Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMED Rapport nr. 102 2012)
- Doeg, T., Marchant, R., Douglas, M. & Lake, P. (1989). Experimental colonization of sand, gravel and stones by macroinvertebrates in the Acheron River, southeastern Australia. *Freshwater Biology*, vol. 22, ss. 57-64
- Dosskey, M. & Bertsch, P. (1997). Transport of dissolved organic matter through a sandy forest soil. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 61, nr. 3, ss. 920-927.
- Egerzon, M. & Andersson, T. (2004). *Vattenkvaliteteten i Vanderydsvattnet och Visslaån*. Trollhättan: Högskolan Trollhättan/Uddevalla, Institutionen för teknik, matematik och datavetenskap (Examensarbete 2004:E000)
- Ekelund E., M & Gipperth, L. (2010). *Mot samma mål? – Implementeringen av EU:s ramdirektiv för vatten i Skandinavien*. Göteborg: Handelshögskolan vid Göteborgs universitet (Juridiska institutionens skriftserie, nr. 6, uppl. 2 s. 31).
- Ellis, M. (1936). Erosion silt as a factor in aquatic environments. *Ecology*, vol. 17, nr. 1.
- Encyclopaedia Britannica Online (2014-02-16). *Granodiorite*.
<http://www.britannica.com/EBchecked/topic/241730/granodiorite> [2014-02-16]
- Eriksson, H. (2006). Miljömål: Bara naturlig försurning. Försurar skogsbruket? I: Wiklander, G. & Strömgren, M. (red). *Markdagen 2006. Forskningsnytt om mark*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig marklära (Rapport 92)
- Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2005). *Wiklanders marklära*. Lund: Studentlitteratur
- ESRI inc. (2013). *ArcMap, del av ArcGIS programvara*. Los Angeles, Kalifornien: ESRI inc. (Environmental Systems Research Institute).
- Europaparlamentets och Rådets direktiv 2000/60/EG (2000). *Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område*. Europaparlamentet och Europarådet (Europeiska gemenskapernas officiella tidning, nr. L 327, ss. 1-73).

- Fallsvik, J., Hågeryd, A-C., Lind, B., Alexandersson, H., Edsgård, S., Löfling, P., Nordlander, H. & Thunholm, B. (2007). *Klimatförändringens inverkan i Sverige - Översiktlig bedömning av jordrörelser vid förändrat klimat*. Linköping: Statens Geotekniska Institut (Klimat- och sårbarhetsutredningen, Varia 571).
- Faustini, J. & Jones, J. (2003). Influence of large woody debris on channel morphology and dynamics in steep, boulder-rich mountain streams, western Cascades, Oregon. *Geomorphology*, vol. 51, ss. 187–205
- Fox, D. & Bryan, R. (1999). The relationship of soil loss by interrill erosion to slope gradient. *Catena*, vol. 38, ss. 211–222
- Fukushima, T., Park, J., Imai, A. & Matsushige, K. (1996). Dissolved organic carbon in a eutrophic lake; dynamics, biodegradability and origin. *Aquatic Sciences*, vol. 58, nr.2, ss. 139-157
- Glinski, P., Stepniewska, Z., Kotokowska, U. & Borkowska, A. (2007). Ammonium release from eroded loess soils. *Polish journal of soil science*, vol. XL, nr. 2 ss. 173-178
- Goldthorpe, J. (2001). Causation, Statistics, and Sociology. *European Sociological Review*, vol. 17, nr. 1, ss. 1-20
- Griffiths, R., Entry, J., Ingham, E. & Emmingham, W. (1997). Chemistry and microbial activity of forest and pasture riparian-zone soils along three Pacific Northwest streams. *Plant and Soil*, vol. 190, ss. 169–178
- Gunnarsson, E. (2009). *Diken i skogsmark - bedömning av produktionsnyttan i ett avrinningsområde i Västergötland*. Solna: Världsnaturfonden WWF (Levande Skogsvatten 2009).
- Hanson, G., Groffman, P. & Gold, A. (1994). Denitrification in riparian wetlands receiving high and low groundwater nitrate inputs. *Journal of Environmental Quality*, vol. 23, ss. 917-922
- Hautala, K., Peuravuori, J. & Pihlaja, K. (2000). Measurement of aquatic humus content by spectroscopic analyses. *Water Research*, vol. 34, nr. 1, ss. 246-558
- Henrikson, L. & Alexandersson, S. (2007). *Den levande skogsbäcken*. Solna: Världsnaturfonden WWF (Levande Skogsvatten 2007).
- Henrikson, L. & Petersson, P. (2006). Markdagen 2006. Forskningsnytt om mark. *Miljömål: Myllrande våtmarker - Bör vi lägga igen skogsdiken för att återskapa våtmark?* Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig marklära (Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära 92).
- Herngren, H. (2013). *Målmusslan och livet i åarna*. Nyköping: Länsstyrelsen i Södermanlands län (Unio crassus for life)
- Hultnäs, M. (2006). *Skötselåtgärder vid nyetablering av skyddszoner vid bäckar i södra Värmland*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig marklära (Examensarbete 2006:15).
- Huselius, L. (2009). *Fosforläckage från växtodling – Orsaker och åtgärder*. Alnarp: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för Landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap (Examensarbete)
- Hylander, K. (2004). *Living on the edge: effectiveness of buffer strips in protecting biodiversity in boreal riparian forests*. Umeå: Umeå universitet, Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap (Avhandling)
- Ingmarsson, T. (2012). Naturvärdesbedömning och klassificering enligt Blå målklasser av vattendrag - *en utvärdering av metod och lämplighet för skogsbruksplaner*. Alnarp: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap (Examensarbete nr. 188).
- Johannesson, B., Larsvik, M., Loo, L-O. & Samuelsson, H. (1998). Nollhyoptes. <http://www.vattenkikaren.gu.se/fakta/ovrigt/kunskap/kuns10.html> [2014-02-18]

- Johansson, G. & Ulén, B. (2002). *Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäringsförluster för de agrohydrologiska åren 1999/00 och 2000/01 samt en långtidsöversikt*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Avdelningen för vattenvårdslära (Teknisk rapport 68)
- Karlsson, G., Akselsson, C., Hellsten, S., Kronnäs, V. & Karlsson, P. (2012). *Tillståndet i skogsmiljön i Södermanlands län*. Göteborg: IVL, Svenska Miljöinstitutet AB
- Karolien, D., Six, J., Bossuyt, H., Frey, S., Elliott, E., Merckx, R. & Paustian, K. (2001). Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. *Soil Biology & Biochemistry*, vol. 33, ss. 1599-1611
- Keeton, W., Kraft, C. & Warren, D. (2007). Mature and old-growth riparian forests: structure, dynamics, and effects on adirondack stream habitats. *Ecological Applications*, vol. 17(3), ss. 852–868.
- Kinnell, P. (2000). The effect of slope length on sediment concentrations associated with side-slope erosion. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 64, ss.1004–1008.
- Kyllmar, K., Johnsson, H. & Mårtensson, K. (2002). *Metod för bestämning av jordbrukets kvävebelastning i mindre avrinningsområden samt effekter av läckagereducerande åtgärder - Redovisning av projektet "Gröna fält och Blåa hav"*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet, Avdelningen för vattenvårdslära (Ekohydrologi 70).
- Lantmäteriet (2013a). *Fastighetskartan 1:5 000*. Gävle: Lantmäteriet (i2012/901).
- Lantmäteriet (2013b). *GSD-Höjddata, grid 2+(NNH)*. Gävle: Lantmäteriet (i2012/901).
- Lantmäteriet (2013c). *GSD-Ortofoto*. Gävle: Lantmäteriet (i2012/901).
- Lantmäteriet (2013d). *Terrängkartan 1:50 000*. Gävle: Lantmäteriet (i2012/901).
- Lantmäteriet (2013e). *Översiktskartan 1:250 000*. Gävle: Lantmäteriet (i2012/901).
- Laudon, H. & Buffam, I. (2008). *Impact of changing DOC concentrations on the potential distribution of acid sensitive biota in a boreal stream network*. Hydrology and Earth System Sciences, vol. 12, ss. 425-435
- Laudon, H., Westling, O., Poléo, A. & Vøllestad, A. (2001). *Naturligt sura och försurade vatten i Norrland*. Trelleborg: Naturvårdsverket (Rapport 5144)
- Levlin, E. & Hultman, B. (2008). *Konduktivitetmätningar som mät- och kontrollmetod vid kommunala avloppsanläggningar*. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling (Rapport nr.) 2008-04)
- Lindegren, C. (2006). *Kantzonsens ekologiska roll i skogliga vattendrag - en litteraturöversikt*. Jönköping: Skogsstyrelsen (Rapport 2006:19).
- Lundberg, S. & von Proschwitz, T. (2004). *Tjockskalig målarmussla i Södermanlands län. Förekomst, biologi/ekologi, status och skyddsvärde samt förslag till åtgärder för artens bevarande*. Nyköping: Länsstyrelsen i Södermanlands län (Meddelande nr. 2004:8)
- Löfgren, S. & Westling, O. (2002). *Modell för att beräkna kväveförluster från växande skog och hyggen i Sydsvetige*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för Miljöanalys (Rapport 2002:1).
- Löfgren, S. (2004). Kväve- och fosforförluster från skogen. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift*, nr. 26, ss. 42-44

- Löfgren, S. (2009). Ökade humushalter i ytvatten - en effekt av klimat eller återhämtning från försurning? I: Wiklander, G. & Aronsson, H. (red.) *Mark- och miljödagen 2009 – Marken och klimatet*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö (Rapport 1)
- MacFarlane, W. & Wohl, E. (2003). Influence of step composition on step geometry and flow resistance in step-pool streams of the Washington Cascades. *Water Resources Research*, vol. 39, nr. 2 ss. 1037-1050
- Mackenthun, A. & Stefan, H. (1995). *Effect of flow velocity on sediment oxygen demand: experimental results*. Minneapolis: University of Minnesota, St. Anthony Falls Hydraulic Laboratory (Rapport 371)
- Magnusson, T. (2009). *Skogsbruk, mark och vatten*. Skogsstyrelsen: Skogsskötselserien nr. 13
- Martin-Mousset, B., Croue, J., Lefebvre, E. & Legube, B. (1997). Distribution and characterization of dissolved organic matter of surface waters. *Water Research*, vol. 31, nr. 3, ss. 541-553
- Maxwell, A. & Papanicolaou, A. (2001). Step-pool morphology in high-gradient streams. *International Journal of Sediment Research*, vol. 16, nr. 3, ss. 380-390
- Muotka, T. & Syrjänen, J. (2007). Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem processes in restored forest streams: a boreal perspective. *Freshwater Biology*, vol. 52, ss. 724-737.
- Nationalencyklopedin (2014-02-16a). *Granodiorit*. <http://www.ne.se/granodiorit> [2014-02-16]
- Naturvårdsverket (2003a). *Bevarande av värdefulla naturmiljöer i och i anslutning till sjöar och vattendrag – vägledning*. Stockholm: Naturvårdsverket (Rapport 5330).
- Naturvårdsverket (2003b). *Flöden i vattendrag - Bakgrundsrapport till Miljökvalitetsnormer för flöden/nivåer i rinnande vatten - redovisning av- ett regeringsuppdrag (NV rapport 5292)*. Stockholm: Naturvårdsverket (Rapport 5293).
- Naturvårdsverket (2004). *Fosforutsläpp till vatten år 2010 – Delmål, åtgärder och styrmedel*. Stockholm: Naturvårdsverket (Rapport 5364).
- Negishi, J & Richardson, J. (2003). Responses of organic matter and macroinvertebrates to placements of boulder clusters in a small stream of southwestern British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 60, ss. 247-258.
- Nilsson, C. (2008). *Levande sjöar och vattendrag - Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*. Stockholm: Naturvårdsverket (Rapport 5769).
- Nordin, P-O. (2012). *NPK+ och Blå målklassning – indikatorer på vattenkvalitet?* Umeå: Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för skogens ekologi och skötsel (Examensarbete 2012:16).
- Norris, V. (1993). The use of buffer zones to protect water quality: a review. *Water Resources Management*, vol. 7, ss. 257-272
- Ohlsson, F., Hallingberg, A., Johansson, L. & Nyberg, M. (1994/2009). *Erosionsskydd i samband med förstärkningsåtgärder för slänter*. Linköping: IVA Skredkommissionen, SGI, Avd. för Information och Marknad (Rapport 1:94).
- Olsson, J. (2009). *Hänsyn till skogsvattendrag - en fallstudie*. Solna: Världsnaturfonden WWF (Levande Skogsvatten 2009).
- Petterson, T. & Wirén, A. (1995). Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soils. *Plant and Soil*, vol. 168-169, ss. 55-65
- Peuravuori, J. & Pihlaja, K. (1997). Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Analytica Chimica Acta*, vol. 337, ss. 133-149

- Pålsson, J. (2010). *Skogsbruksplanen – ett hjälpmedel i vattenförvaltningsfrågor? En intervjustudie*. Skinnskatteberg: Sveriges Lantbruksuniversitet, Skogsmästarskolan (Examensarbete 2010:10).
- Qualls, R. & Haines, B. (1992). Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution, and stream water. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 56, ss.578-586.
- Richardsson, C. & Marshall, P. (1986). Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland. *Ecological Monographs*, vol. 56, nr. 4, ss. 279-302
- Ring, E., Löfgren, S., Bergkvist, I., & Högbom, L. (2006). *Många bäckar små...* Skogforsk (Redogörelse nr. 2 2006).
- Rodhe, A., Lindström, G., Rosberg, J. & Pers, C. (2006). *Grundvattenbildning i svenska typjordar - översiktlig beräkning med en vattenbalansmodell*. Uppsala: Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära (Rapportserie A, nr. 66)
- Rosgen, D. (1994). A classification of natural rivers. *Catena*, vol. 22, ss. 169-199.
- Rydell, B. (2003). *SGI:s samordningsansvar för stranderosion*. Linköping: Statens geotekniska institut (SGI) (Varia 529)
- Seidl, M. & Dietrich, W. (1992). The problem of channel erosion into bedrock. *Catena*, vol. 23, ss. 101-124.
- Setterberg, M. (2010). *Landskapet och bottenfaunan - Exempel från små bäckar i Västsverige*. Solna: Världsnaturfonden WWF (Levande Skogsvatten 2010).
- Sjö, M. & Tähtikivi, A. (2006). *Geomorfologisk kartläggning av kungsbäckens avrinningsområde*. Gävle: Högskolan i Gävle, institutionen för teknik och byggd miljö (Examensarbete 2006).
- Skogsstyrelsen (2013). *Skogsvårdslagstiftningen*. Jönköping: Skogsstyrelsen.
- Skogsstyrelsen (2014). *Vattnet speglar markens tillstånd*.
<http://www.skogsstyrelsen.se/Myndigheten/Skog-och-miljo/Mark-och-vatten/>
[2014-01-25]
- Spännar, M (2012). *En metodbeskrivning för beräkning av avrinningsområden utifrån Nya nationella höjdmodellen i ArcMap*. Falun: Länsstyrelsen Dalarna (PM 2012:14).
- Steinberg, C. (2003). *Ecology of humic substances in freshwaters*. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- Swanson, F. & Lienkaemper, G. (1978). *Physical consequences of large organic debris in pacific northwest streams*. Portland: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station (General Technical Report PNW-69)
- Sveriges Geologiska Undersökning (2012a). *Berggrundskartan 1:50 000*. Uppsala: Sveriges Geologisk Undersökning (SGU).
- Sveriges Geologiska Undersökning (2012b). *Jordartskartan 1:50 000*. Uppsala: Sveriges Geologisk Undersökning (SGU).
- Sveriges Geologiska Undersökning (2012c). *Leveransstruktur för Jordarter 1:50K – databas*. Uppsala: Sveriges Geologisk Undersökning (SGU).
- Sveriges Geologiska Undersökning (2014-02-16a). *Markradon*.
<http://www.sgu.se/sgu/sv/geologi/markradon.html> [2014-02-16]
- Sveriges Geologiska Undersökning (2014-02-16b). *Morän – spår av inlandsisen*.
<http://www.sgu.se/sgu/sv/geologi/jordtacket/under-istiden/moran.html> [2014-02-16]

- Sveriges Lantbruksuniversitet (2013-10-15). *Vattenkemiska analysmetoder*.
<http://www.slu.se/sv/fakulteter/nl-fakulteten/om-fakulteten/institutioner/institutionen-for-vatten-och-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/vattenkemiska-analysmetoder/> [2013-10-28].
- Tipping, E., Rey-Castro, C., Bryan, S. & Hamilton-Taylor, J. (2002). Al(III) and Fe(III) binding by humic substances in freshwaters, and implications for trace metal speciation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 66, nr. 18, ss. 3211–3224
- Tipping, E., Woof, C. & Hurley, M. (1991). Humic substances in acid surface waters; modelling aluminum binding, contribution to ionic charge-balance, and control of pH. *Water Research*, vol. 25, nr. 4, ss. 425-435
- Tynell, D. & Dicksved, J. (2000). *Ett avrinningsområdes olika källor till föroreningar Belastningsstudie för vägar, bostadsytor, skogs- och jordbruksmark vid Karlsvik/Liljan/Olsbacka*. Högskolan Dalarna (Examensarbete E1837 Mi)
- Törnblom, J. & Henrikson, L. (2011). *Bävern – avrinningsområdets skogsmästare*. Solna: Världsnaturfonden WWF (Rapport 2011).
- Wallin, M. & Weyhenmeyer, G. (2001). *Mälarens grumlighet och vattenfärg – effekter av det extremt nederbördsrika året 2000*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för miljöanalys
- van Maren, D. (2007). Grain size and sediment concentration effects on channel patterns of silt-laden rivers. *Sedimentary Geology*, vol. 202, ss. 297–316
- Widenfalk, O., Weslien, J., Bergström, R., & Gustafsson, L. (2006). *Naturvärden och naturvård i ungskog*. Skogforsk (Redogörelse nr. 2 2006).
- Wilander, A., Johnson K. R., Goedkoop, W. (2003). *Riksinventering 2000 - En synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för Miljöanalys (Rapport 2003:1)
- Wilcock, P. & McArdell, B. (1993). Surface-based fractional transport rates' mobilization thresholds and partial transport of a sand-gravel sediment. *Water resources research*, vol. 29, nr. 4, ss. 1297-1312
- Wilcock, P. & McArdell, B. (1997). Partial transport of sand/gravel sediment. *Water resources research*, vol. 33, nr. 1, ss. 235-245
- Vincent, A., Ilstedt, U., Vestergran, J., Giesler, R., Persson, P., Gröbner, G. & Schleucher, J. (2013). Fosfor- nödvändigt för skogens tillväxt. *FAKTA SKOG – Rön från Sveriges lantbruksuniversitet*. SLU: Fakulteten för skogsvetenskap.
- Worral, F., Armstrong, A. & Adamson, J. (2007). The effects of burning and sheep-grazing on water table depth and soil water quality in an upland peat. *Journal of Hydrology*, vol. 339, ss. 1– 14
- Zinko, U. (2005). *Strandzoner längs skogsvattendrag*. Solna: Världsnaturfonden WWF (Levande Skogsvatten 2005).
- Österling, M. (2011). *Grumlingens och sedimentationens källor och ekologiska effekter i vattendrag*. Solna: Världsnaturfonden WWF (Levande Skogsvatten 2011).

BILAGOR

Bilaga 1

Tabell 11. Visar en kort beskrivning av analysfaktorerna som är en del av analysresultatet i Tabell 4.

Analysfaktor	Faktorbeskrivning
Vattendragets fallhöjd	Faktorn som är en bearbetning från den av Lantmäteriet framtagna " <i>Nya nationella modell</i> " där fallhöjden inom varje provyta analyserades; eg. mellan ändarna på vattendragets segment inom varje provyta.
Terrängens lutning	Faktorn som är en bearbetning från den av Lantmäteriet framtagna " <i>Nya nationella modell</i> " där lutningen inom varje provyta har analyserats och faktorn är den minsta lutningskoefficient som respektive provyta uppvisar.
Tot. andel block	Faktor som är beroende av den procentuella täckningen av " <i>Sparsam till måttlig förekomst av block</i> " från jordartkartans lager " <i>Blockighet i markytan</i> ".
Tot. andel ler & silt	Faktorn som är en hopslagning av den procentuella täckningen av " <i>Glacial lera</i> ", " <i>Lergyttja – Gyttjelera</i> " och " <i>Glacial varvig silt med lerskikt</i> " i jordartkartans lager " <i>Jordarter i grundlager</i> " vilket är jordarten man kan förvänta sig på karteringsdjup och har en mäktighet överstigande 0,5 meter (Sveriges Geologiska Undersökning 2012c).
Tot. andel sand & grus	Faktorn som är en hopslagning av den procentuella täckningen av " <i>Morän, sandig</i> ", " <i>Postglacial finsand</i> " och " <i>Svallsediment, grus</i> " i jordartkartans lager " <i>Jordarter i grundlager</i> " vilket är jordarten man kan förvänta sig på karteringsdjup och har en mäktighet överstigande 0,5 meter (Sveriges Geologiska Undersökning 2012c).

Bilaga 2

Tabell 12. Visar en kort beskrivning av analysfaktorerna som är en del av analysresultatet i Tabell 6, Tabell 7 och Tabell 8.

Analysfaktorer	Faktorbeskrivning
Andel barr- och blandskog ¹	Faktor som är beroende av den procentuella täckningen av " <i>Barr- och blandskog</i> " från fastighetskartans lager " <i>Markytor, samtliga</i> "
Andel barr- och blandskog ²	Faktor som är beroende av den procentuella täckningen av " <i>Barr- och blandskog</i> " från terrängkartans lager " <i>Markytor</i> "
Andel granodiorit	Faktor som är beroende av den procentuella täckningen av " <i>Granodiorit</i> " från lokala berggrundskartans lager " <i>Berggrundsytor</i> ".
Andel industriområde	Faktor som är beroende av den procentuella täckningen av " <i>Industriområde</i> " från terrängkartans lager " <i>Markytor</i> "
Andel morän, sandig	Faktor som är beroende av den procentuella täckningen av " <i>Morän, sandig</i> " från jordartkartans lager " <i>Jordarter i grundlager</i> " vilket är jordarten man kan förvänta sig på karteringsdjup och har en mäktighet överstigande 0,5 meter (Sveriges Geologiska Undersökning 2012c).
Andel mosse	Faktor som är beroende av den procentuella täckningen av " <i>Torv; mosse</i> " från jordartkartans lager " <i>Jordarter i grundlager</i> " vilket är jordarten man kan förvänta sig på karteringsdjup och har en mäktighet överstigande 0,5 meter (Sveriges Geologiska Undersökning 2012c).
Andel postglacial finlera	Faktor som är beroende av den procentuella täckningen av " <i>Postglacial finler</i> " från jordartkartans lager " <i>Jordarter i grundlager</i> " vilket är jordarten man kan förvänta sig på karteringsdjup och har en mäktighet överstigande 0,5 meter (Sveriges Geologiska Undersökning 2012c).
Andel postglacial grovsilt	Faktor som är beroende av den procentuella täckningen av " <i>Postglacial grovsilt</i> " från jordartkartans lager " <i>Jordarter i grundlager</i> " vilket är jordarten man kan förvänta sig på karteringsdjup och har en mäktighet överstigande 0,5 meter (Sveriges Geologiska Undersökning 2012c).
Andel tonalit	Faktor som är beroende av den procentuella täckningen av " <i>Tonalit</i> " från lokala berggrundskartans lager " <i>Berggrundsytor</i> ".
Andel åkermark ¹	Faktor som är beroende av den procentuella täckningen av " <i>Åker</i> " från terrängkartans lager " <i>Markytor</i> "
Andel åkermark ²	Faktor som är beroende av den procentuella täckningen av " <i>Åker</i> " från fastighetskartans lager " <i>Markytor, samtliga</i> "
Känslighet	Faktor som är beroende av vilken klassning, gällande känslighet, vattendragen fick vid naturvärdesbedömningen enligt NPK+
Naturvärde	Faktor som är beroende av vilken klassning, gällande naturvärdet, vattendragen fick vid naturvärdesbedömningen enligt NPK+
Påverkan	Faktor som är beroende av vilken klassning, gällande påverkan, vattendragen fick vid naturvärdesbedömningen enligt NPK+
Tot. andel sand	Faktorn som är en hopslagning av den procentuella täckningen av " <i>Morän, sandig</i> ", " <i>Svallsediment, mellansand-grovsand</i> " och " <i>Postglacial finsand</i> " i jordartkartans lager " <i>Jordarter i grundlager</i> " vilket är jordarten man kan förvänta sig på karteringsdjup och har en mäktighet överstigande 0,5 meter (Sveriges Geologiska Undersökning 2012c).
Tot. andel torv	Faktorn som är en hopslagning av den procentuella täckningen av " <i>Torv; mosse</i> ", " <i>Torv; fattigkärr</i> " och " <i>Torv; kärr</i> " i jordartkartans lager " <i>Jordarter i grundlager</i> " vilket är jordarten man kan förvänta sig på karteringsdjup och har en mäktighet överstigande 0,5 meter (Sveriges Geologiska Undersökning 2012c).

Bilaga 3

Tabell 13. Visar alla signifikanta korrelationer som uppkom genom analys av områdena lokalt kring vattendragen.

Analysfaktor	Naturvärde	Påverkan	Känslighet	Plusvärde	Tot. NPK+	Blå målklass
Berggrund glimmerrik sedimentär		- 0,65	- 0,48	- 0,33	- 0,57	0,18
B. kvarts fältspatrik sedimentär	0,40			0,24	0,20	0,24
B. magmatiska bergarter (grupp)	- 0,20	0,55	0,38		0,38	- 0,35
B. sedimentära bergarter (g.)	0,20	- 0,55	- 0,38		- 0,38	0,35
B. sur intrusiv	- 0,39	0,28				- 0,37
B. sur vulkanisk	0,36	0,53	0,41	0,32	0,53	
B. ultrabasisk basisk och intermediär intrusiv				0,36	0,23	0,20
Jordart glacial lera			0,17			- 0,37
J. glacial varvig silt med lerskikt	- 0,22	- 0,36	- 0,39	- 0,30	- 0,42	0,27
J. lergyttja gyttjelera	- 0,45	0,30		- 0,23		- 0,43
J. morän sandig	0,33	0,25	0,26	0,18	0,35	
J. postglacial finsand	0,24	0,26	0,21	0,47	0,42	0,20
J. svallsediment grus			- 0,26	- 0,18		
J. torv mosse				- 0,17		- 0,18
J. urberg	0,20					
J. vatten				0,22		
Sparsam till måttlig förekomst av block	0,33	0,25	0,26	0,18	0,35	
Ingen till enstaka förekomst av block	- 0,33	- 0,25	- 0,26	- 0,18	- 0,35	
Tot. Jordart torv				- 0,19		
Tot. J. ler	- 0,24					- 0,49
Tot. J. silt	- 0,22	- 0,36	- 0,39	- 0,30	- 0,42	0,27
Tot. J. sand	0,43	0,37	0,38	0,40	0,54	
Tot. J. grus			- 0,26	- 0,18		
Tot. Block	0,33	0,25	0,26	0,18	0,35	
Tot. J. ler & silt	- 0,44	- 0,33	- 0,20	- 0,30	- 0,42	- 0,20
Tot. J. sand & grus	0,40	0,40	0,27	0,34	0,48	0,19
Minlutning_25m	0,30	0,31	0,22	0,24	0,35	
Medellutning 10m	0,17					0,22
Medellutning 25m	0,28	0,35	0,22	0,19	0,36	
Maxlutning_25m		0,26			0,24	
Intervall_lutning_25m		0,25			0,23	
Fallhöjd_min (50m)	0,41		0,27	0,18	0,27	0,23
Fallhöjd_mean (50m)	0,42		0,26	0,20	0,27	0,24
Fallhöjd_max (50m)	0,38		0,25	0,18	0,26	0,21

Bilaga 4

Tabell 14. Visar alla signifikanta korrelationer som uppkom genom analys av avrinningsområdena.

Analysfaktor	Conductivity $\mu\text{S/cm}$	pH-värde	ABS 254	ABS 365	ABS 420	ABS 436	P- PO_4	N- NH_4	N- NO_3
Jordart glacial grovsilt	0,65						0,59		
J. Glacial varvig silt med lerskikt	0,60								
J. Morän sandig								-0,75	
J. Postglacial finlera		0,66							
J. Postglacial grovsilt	0,65						0,59		
J. Torv fattigkärr									
J. Torv kärr	-0,65								
J. Torv mosse		-0,60	0,67	0,66	0,57	0,64	-0,57		-0,59
J. Urberg	-0,66	-0,59							
Tot. J. torv	-0,70	-0,68	0,56	0,59		0,64	-0,58		-0,65
Tot. J. sand				-0,52	-0,55				
Terrängkartan annan öppen mark		0,58					0,63		
T. Industriområde		0,64		-0,52					
T. Låg bebyggelse									0,57
T. Skog barr blandskog	-0,62	-0,56					-0,67		
T. Åker	0,54						0,80		
Fastighetskartan barr blandskog	-0,61	-0,54					-0,72		
F. Åker	0,54	0,59					0,52		
F. Öppen mark		0,53					0,56		
Berggrund felsik metavulkanit								-0,60	
B. Fältspatkvartsit	-0,65								
B. Granodiorit			-0,66	-0,60	-0,61	-0,57			0,57
B. Metagråvack		-0,56							
B. Tonalit	0,57								
Naturvärde	-0,73	-0,58					-0,59		
Påverkan		-0,53				0,56			-0,75
Känslighet								-0,56	

Bilaga 5



Fältprotokoll: NPK+ – Bedömning av Naturvärde, Påverkan och Känslighet samt Plusvärde i vattendrag

I

Datum:	Inventerare:		
Vattendragets namn			
Avrinningsområde (SMHI)	nr	namn	
Inventerad sträcka (m)			
Koordinater nedre	X	Y	
Koordinater övre	X	Y	
Medelbredd (uppskattad i < 1 m, <3 m, <6 m, > 6 m)	Dominerande bottensubstrat:		

Markera med x vid förekomst.

N 1. NATURVÄRDEN - Vattendraget

Stor variation i vattendraget		Huvudsakligen slingrande eller meandrande lopp, stor variation i djup och bredd samt förekomst av sand/grus och sten/block
Död ved i vatten		Mer än 7 bitar per 100 m - minst 1 m långa och 10 cm Ø
Ström- eller forssträcka		Längre än 10 ggr medelbredden
Blockrik sträcka		Block >0,5 m Ø, sträckan längre än 10 ggr medelbredden.
Poäng; 0 - 4		Ett x ger poängen 1 etc.

N 2. NATURVÄRDEN – Speciella biotoper och arter

Naturligt vattenfall		90° fall, > 1 m fallhöjd, utgör ofta naturligt vandringshinder
Kvillområde		Vattendraget uppdelat i minst 3 fåror, > 10 m långa, med vatten hela året
Sjöinlopp eller sjöutlopp		Ej reglerat, sänkt eller omgrävt
Värdearter		Rödlistade arter (ska normalt vara känt innan inventeringen) eller god förekomst eller föryngring av stormusslor och laxfiskar
Poäng; 0 - 4		Ett x ger poängen 1 etc.

N 3. NATURVÄRDEN – Kantzon

Kantzon finns på >75%		Kantzon med avseende på beskuggning
Naturlig trädslagsblandning		Relativt ståndorten
Äldre kantzon		I normal slutavverkningsålder, producerar död ved m.m.
Översvämningszon eller permanent utströmningsområde eller källa		Återkommande översvämmad strandzon; avläses på bar mark, vegetation, stenar och träd. Ett stort eller flera tydliga objekt längs sträckan.
Poäng; 0 - 4		Ett x ger poängen 1 etc.
SUMMANATURVÄRDE		Ex. 123, 444, 243 etc.

P 1. PÅVERKAN – Vattendraget

Ej rensat och/eller rätat		Ej rensat: Vattendrag med naturlig förekomst av block, sten och grus. Ej rätat: Vattendrag naturligt slingrande – ej rätade, ej sänkta
Ingen igenslamning		Normal mängd finpartikulärt material samlat på grus- och sandbottnar
Ingen reglering och/eller inget vattenuttag		Ingen reglering: ingen förekomst av ett eller flera dämmen, oftast med regleringsanordning. Inget vattenuttag: inga slangar, pumpar etc. i och längs med vattendraget.
Inga vandringshinder		Inga dammar, vägtrummor eller andra artificiella hinder för fisk och bottenfauna.
Poäng; 0 - 4		Ett x ger poängen 1 etc.

P 2. PÅVERKAN – Kantzon

Funktionell kantzon		Ekologiskt funktionell kantzon. Inga omfattande skador på kantzonen. Högst 25 % av sträckan får vara påverkad.
Inga mynnande diken		Inga diken som mynnar direkt i vattendraget, utan översilning eller slamgrop
Inga markskador		Inga gamla eller nya markskador (körskador, markberedning) i eller längs med vattendraget som kan ha påverkat bäcken

Inga vägar		Ingen enskild eller allmän väg korsande eller inom 10 m från vattendraget
Poäng; 0 - 4		<i>Ett x ger poängen 1 etc.</i>

P 3. PÅVERKAN – Vattenkvalitet

Klart vatten		Normalt grumlat och/eller färgat vatten
Ingen omfattande försurning		Ska normalt vara känt innan inventeringen
Ingen omfattande övergödning		Inga stora mängder vegetation, t.ex. grönslick och/eller bladvass i vattendraget
Inga punktkällor		Ingen dränering från jordbruk, inga rör från avlopp eller dagvatten som mynnar i vattendraget
Poäng; 0 - 4		<i>Ett x ger poängen 1 etc.</i>
SUMMA PÅVERKAN		<i>Ex. 123, 444, 243 etc.</i>

K. KÄNSLIGHET

För känslighet 1 x i varje aktuell ruta

Erosionsbenägna jordarter		Grovsand och finare eller moig morän och finare jordarter i närområdet
Stor lutning		Mer än 5 m lutning på 30 m ned mot vattendraget
Blöt-fuktig kantzon		Risk för att körsador kan uppstå längs med och i vattendraget
Ytligt grundvatten i närområde		Översilad mark och/eller ytligt grundvatten i angränsande bestånd
SUMMA KÄNSLIGHET		<i>Ett x ger 3 poäng, 2 x ger 6 p, etc.</i>

+ PLUSVÄRDE

För plusvärde 1 x i varje aktuell ruta

Kultur- och/eller fornlämning		Rester av eller intakta kvarnar, stenfundament, flottledsanordningar, stenbroar m.m.
Naturskyddat område Rekreatjonsområde		Naturresevat, ekopark etc. Populärt rekreatjonsområde t.ex. stigar, rastplatser, skyltar eller anordningar för sportfiske eller välbesökt fiskevatten
Restaureringsåtgärder		Kalkning, öppnade vandringsvägar etc.
Intressanta arter		Arter som t.ex. bäver, vissa fiskarter, vissa fågelarter, vissa växter
SUMMA PLUSVÄRDE		<i>Ett x ger 3 poäng, 2 x ger 6 p, etc.</i>

Punktobjekt (vattenanknutna): x: y: Typ: Åtgärd:

Allmän beskrivning och kommentarer

Ge en övergripande bild av vattendraget samt notera andra förutsättningar som kan påverka N, P, K eller +.

Slutbedömning

	Naturvärde			Påverkan			Känslighet	Plusvärde	NPK+	Blå målklass (VG, VF, VS, VO)
	N1	N2	N3	P1	P2	P3				
RESULTAT										
SUMMA										

Åtgärder enligt målklass

Ge förslag på åtgärder som behövs för att förbättra N, P, K eller +.

SENASTE UTGIVNA NUMMER

- 2014:3 Författare: Helena Lindén
Förvaltning och skogsskötsel av ett tätortsnära naturreservat. – En fallstudie om Lugnets naturreservat i Falun
- 2014:4 Författare: Matilda Johansson
Askåterföring på skogsmark – en metaanalys om påverkan på ytvattnets syra-baskemi
- 2014:5 Författare: Sven Gustafsson
Gynnar stora hyggen ortolansparven? Resultat från en inventering i Västerbotten 2013
- 2014:6 Författare: Björn Karlsson
Bergsbrukets början, samt dess och jordbrukets påverkan på vegetationen uti Garpenbergs socken i sydöstra Dalarna
- 2014:7 Författare: Martin Karlsson
Jordbrukets och järnframställningens påverkan på skogsutvecklingen vid Eskilshult, en by med medeltida anor. – En studie baserad på pollenanalys
- 2014:8 Författare: Ragna Lestander
En utvärdering av de skogliga vattenplaneringsverktygen NPK+ och Blå målklassning med avseende på vattenkvalitet och vattenkemi
- 2014:9 Författare: Sara Svanlund
Carbon sequestration in the pastoral area of Chepareria, wesern Kenya – A comparison between open-grazing, fenced pastures and maize cultivations
- 2014:10 Författare: Erik Risby
Beräkning av areal och stående timmervolym i skyddszoner skapade från DTW-index
- 2014:11 Författare: Erik Olsson
Jämförelse av prognostiserad och observerad beståndstillväxt 5 år efter första gallring enligt Bergvik Skogs skötselprogram
- 2014:12 Författare: Ronja Jägbrant
Hur mycket frö sprids från *Pinus contorta*? Kottproduktion, serotinitet och frökvalitet i relation till beståndsålder i södra Norrland
- 2014:13 Författare: Maja Johansson
De närboendes besöksvanor och attityder till naturområdet Stadsliden i centrala Umeå. En kvantitativ enkätstudie med kompletterande kvalitativa intervjuer
- 2014:14 Författare: Caroline Haglund
Lövskogsmålen i FSC-certifierat skogsbruk – tolkning, uppföljning och skötseldirektiv
- 2014:15 Författare: Ragna Wennström
LandPuck™-systemets ekonomiska konkurrenskraft jämfört med tallplantering i norra Sverige
- 2014:16 Författare: Anton Ahlström
När cykelstigen kom till byn. En fallstudie i Arvidsjaur kommun
- 2014:17 Författare: Andreas Brihem
Fältskiktsvegetationen 30 år efter beståndsanläggning – effekter av olika nivå på skogsskötselintensitet

Hela förteckningen på utgivna nummer hittar du på www.seksko.slu.se